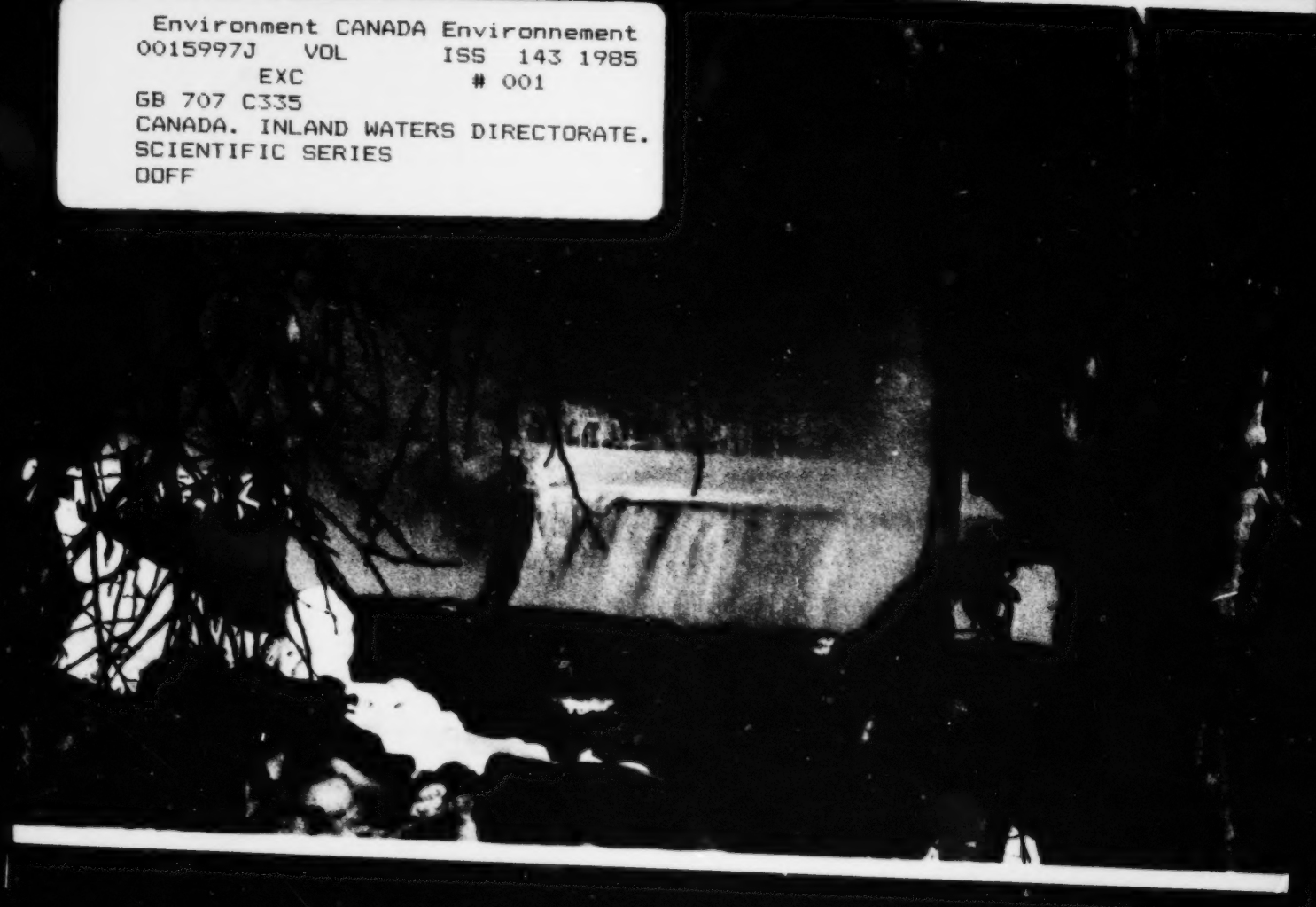
Environment CANADA Environnement
0015997J VOL ISS 143 1985
EXC # 001
GB 707 C335
CANADA. INLAND WATERS DIRECTORATE.
SCIENTIFIC SERIES
OOFF



86-01753/

Environment Canada Environnement Canada

Water Quality of the Lake Huron – Georgian Bay System

R.J.J. Stevens, M.A.T. Neilson and N.D. Warry

SCIENTIFIC SERIES NO. 143

INLAND WATERS DIRECTORATE
ONTARIO REGION
WATER QUALITY BRANCH
BURLINGTON, ONTARIO, 1985

(Disponible en français sur demande)

© Minister of Supply and Services Canada 1985

Cat. No. En 36-502/143E

ISBN 0-662-14231-4

Contents

Page

ABSTRACT v

RÉSUMÉ v

INTRODUCTION 1

STUDY DESIGN 1

DATA INTERPRETATION 4

DISCUSSION 5
- Temperature 5
- Major ions, conductivity, alkalinity and pH 6
- Nutrients 15
  - Phosphorus 16
  - Nitrogen 23
  - Silica 29
- Oxygen 31
- Phytoplankton indicators 32

INTER-YEAR COMPARISONS 38

SUMMARY AND RECOMMENDATIONS 40

ACKNOWLEDGMENTS 42

REFERENCES 42

APPENDIX 43

Tables

1. Area-weighted mean values summarized by zone: specific conductance 7
2. Area-weighted mean values summarized by zone: alkalinity 8
3. Area-weighted mean values summarized by zone: chloride (total) 9
4. Cation concentrations in Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay: cruises 8022201 and 8022501 14
5. Nutrient variation across thermal bar 16
6. Area-weighted mean values summarized by zone: total phosphorus 18
7. Area-weighted mean values summarized by zone: total filtered phosphorus 19
8. Area-weighted mean values summarized by zone: soluble reactive phosphorus 20
9. Area-weighted mean values summarized by zone: nitrate + nitrite (filtered) 24
10. Area-weighted mean values summarized by zone: filtered ammonia 25

Tables (Cont.)

Page

11. Area-weighted mean values summarized by zone: total Kjeldahl nitrogen (unfiltered) 26
12. Area-weighted mean values summarized by zone: soluble reactive silica. 30
13. Area-weighted mean values summarized by zone: chlorophyll *a* (uncorrected) 33
14. Area-weighted mean values summarized by zone: chlorophyll *a* (corrected) 34
15. Inter-year comparisons. 39

Illustrations

Figure 1. Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, surveillance stations, 1971. 2
Figure 2. Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, surveillance stations, 1974. 2
Figure 3. Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, surveillance stations, 1980. 3
Figure 4. Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, zonation pattern, 1980 4
Figure 5. Thermal regime of Lake Huron and Georgian Bay 6
Figure 6. Reference map of Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay 10
Figure 7. Isopleths of specific conductance at 1 m, cruise 8022201 11
Figure 8. Isopleths of specific conductance at 1 m, cruise 8022202 11
Figure 9. Isopleths of specific conductance at 1 m, cruise 8022203 11
Figure 10. Isopleths of specific conductance at 1 m, cruise 8022207 11
Figure 11. Isopleths of specific conductance at 1 m, cruise 8022209 12
Figure 12. Seasonal variation of nutrients in the epilimnion and hypolimnion 15
Figure 13. Isopleths of total phosphorus at 1 m, cruise 8022201. 17
Figure 14. Isopleths of total phosphorus at 1 m, cruise 8022202. 17
Figure 15. Isopleths of total phosphorus at 1 m, cruise 8022501. 17
Figure 16. Isopleths of total phosphorus at 1 m, cruise 8022502. 17
Figure 17. Isopleths of nitrate + nitrite at 1 m, cruise 8022201. 23
Figure 18. Isopleths of nitrate + nitrite at 1 m, cruise 8022202. 23
Figure 19. Midlake transect selected for determination of vertical temperature structure 27
Figure 20. Cross-sectional temperature profile of Lake Huron 28
Figure 21. Phytoplankton biomass indicators 35
Figure 22. Seasonal changes in particulate organic carbon and total particulate nitrogen in phytoplankton and detrital fractions 36
Figure 23. Seasonal pattern of corrected particulate organic carbon, total particulate nitrogen and chlorophyll *a* 37
Figure 24. Isopleths of corrected chlorophyll *a* integrated to 20 m, cruise 8022201 37
Figure 25. Isopleths of corrected chlorophyll *a* integrated to 20 m, cruise 8022202 37
Figure 26. Isopleths of corrected chlorophyll *a* integrated to 20 m, cruise 8022501 38
Figure 27. Isopleths of corrected chlorophyll *a* integrated to 20 m, cruise 8022502 38
Figure 28. Seasonal changes of soluble reactive silica in surface waters of Lake Huron 39
Figure 29. Seasonal changes of nitrate + nitrite in surface waters of Lake Huron 40

Abstract

During the period April to November 1980, six surveillance cruises were conducted on Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, sampling 138 stations for physical, chemical and biological variables.

Ambient water quality conditions in 1980, based on nutrient data and phytoplankton biomass estimators, indicated that the Lake Huron-Georgian Bay system was generally oligotrophic. Specific areas in Lake Huron, where conditions ranged from mesotrophic to eutrophic as a result of nutrient enrichment, included the southern nearshore areas, Cheboygan-Black River, Alpena-Thunder Bay River and the St. Marys River.

Lake Superior via the St. Marys River, and Lake Michigan via the Straits of Mackinac, exerted the most pronounced influence on Lake Huron water quality. Marked differences in the ion chemistry of Lake Huron and Georgian Bay highlighted the degree of separation of these two water bodies.

A comparison of nutrient data in 1980 and the baseline survey years (1971 for Lake Huron and 1974 for Georgian Bay) revealed that total phosphorus demonstrated no statistically significant change in Lake Huron, while a decrease was noted in Georgian Bay. Nitrate + nitrite exhibited a significant increase of 48.8 μg/L N and 26.8 μg/L N in Lake Huron and Georgian Bay, respectively. Soluble reactive silica also demonstrated a significant increase of 102 μg/L SiO_2 in Lake Huron. In contrast, a significant decrease of 196 μg/L SiO_2 was observed in Georgian Bay. The real significance of these changes could not be assessed based on only two years of data. Therefore an annual surveillance program is recommended.

Résumé

Entre avril et novembre 1980, six missions ont été effectuées sur le lac Huron, le chenal Nord et dans la baie Georgienne. Au cours de ces missions, on a recueilli des données physiques, chimiques et biologiques dans 138 stations d'échantillonnage.

Les conditions ambiantes de qualité de l'eau observées en 1980, basées sur les éléments nutritifs et des estimateurs de la biomasse du phytoplancton, montrent que le réseau du lac Huron-baie Georgienne était en général oligotrophe. Certaines régions du lac Huron (zones proches de la rive sud, Cheboygan-rivière Black, Alpena-rivière Thunder Bay et rivière St. Marys) se trouvaient dans un état mésotrophe à eutrophe à la suite d'un apport d'éléments nutritifs.

Ce sont le lac Supérieur, par la rivière St. Marys, et le lac Michigan, par les détroits de Mackinac, qui ont affecté considérablement la qualité de l'eau du lac Huron. Des différences marquées dans la composition ionique des eaux du lac Huron et de la baie Georgienne ont mis en évidence le degré de séparation de ces deux masses d'eau.

Une comparaison des données relatives aux éléments nutritifs recueillies en 1980 et de celles recueillies durant les premières années de surveillance (1971 pour le lac Huron, 1974 pour la baie Georgienne) a montré que la concentration de phosphore total n'avait pratiquement pas varié dans le lac Huron, alors qu'elle avait diminué dans la baie Georgienne. La concentration de nitrates + nitrites a notablement augmenté, de 48.8 μg/L N dans le lac Huron et de 26.8 μg/L N dans la baie Georgienne. On a aussi observé une augmentation importante de la concentration de silice réactive soluble dans le lac Huron, soit 102 μg/L SiO_2. Par contre, on a noté une diminution importante de sa concentration dans la baie Georgienne, soit 196 μg/L SiO_2. Il est impossible d'évaluer la signification réelle de ces variations en se basant seulement sur deux années, aussi recommande-t-on un programme de surveillance annuel.

Water Quality of the Lake Huron - Georgian Bay System

R.J.J. Stevens, M.A.T. Neilson and N.D. Warry

INTRODUCTION

Detailed studies of Lake Huron, Georgian Bay and the North Channel in 1971 and 1974 demonstrated that apart from localized degradation of a few nearshore areas, the open waters of these water bodies were oligotrophic. The Upper Lakes Reference Group (ULRG, 1977) concluded that as degradation of water quality attributable to anthropogenic inputs would occur slowly, intensive sampling of the open lake should be conducted on a nine-year cycle. This recommendation was incorporated by the Surveillance Subcommittee of the Great Lakes Water Quality Board into the Great Lakes International Surveillance Plan (International Joint Commission, 1980), wherein it specified that an intensive surveillance program of the open lake should be undertaken in 1980.

As identified in the 1978 Canada-United States Water Quality Agreement, the management philosophy adopted for Lake Huron was one of nondegradation. The principal objective of the 1980 intensive program, therefore, was to ensure that this goal was being met. Specific objectives within this framework were to

(a) provide a detailed assessment of main lake conditions, statistically comparable to the 1971 and 1974 baseline data sets, so that "trends" in water quality could be determined;

(b) identify and characterize any new or emerging problem areas that may have altered the water quality of the lake; and

(c) assess the impact of regulatory controls on whole lake water quality, i.e. determine the adequacy of remedial programs.

This report summarizes the findings of the open lake water quality portion of the 1980 intensive surveillance program on Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay undertaken by the Water Quality Branch, Ontario Region, Environment Canada, in cooperation with the United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). Specific discussion is focussed on the thermal regime of the lake, the major ion and nutrient chemistry, as well as comparison of current and past data to document changes in water quality.

STUDY DESIGN

Several factors were considered in the development of a sampling strategy for the 1980 open lake surveillance program. First, the station pattern had to reflect the high degree of spatial variability characteristic of large lakes (El-Shaarawi, 1984), i.e., areas exhibiting greater variability should have a greater station density. As well, seasonal variability had to be considered in the temporal component of the design. Secondly, although a fixed station design is considered optimal for determining long-term trends in water quality, a design that continuously changes the station pattern is best for detecting short-term water quality variations attributable to point source inputs (El-Shaarawi, 1984). As the ULRG determined that in most instances water quality degradation was confined to localized nearshore areas, a fixed station pattern was adopted.

Station locations for the years 1971, 1974 and 1980 are illustrated in Figures 1, 2 and 3, respectively. While there has been a slight shift in emphasis from the open lake areas to southern Lake Huron in 1980, reflecting the comparatively greater spatial variability exhibited by this region, 125 of the 138 stations coincide with previous station locations. Furthermore, since Saginaw Bay was found to be highly eutrophic in 1971, 1980 stations were concentrated at the Lake Huron-Saginaw Bay interface (ULRG, 1977). Because of this shift in station pattern, caution had to be exercised to avoid introducing bias when data from 1980 were compared with those of previous years.

In reviewing the results of the ULRG study, it was concluded that a minimum of six cruises would be required to estimate seasonal variability. The scheduling of these cruises, given as follows, encompassed the onset of vernal

Figure 1. Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, surveillance stations, 1971.

Figure 2. Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, surveillance stations, 1974.

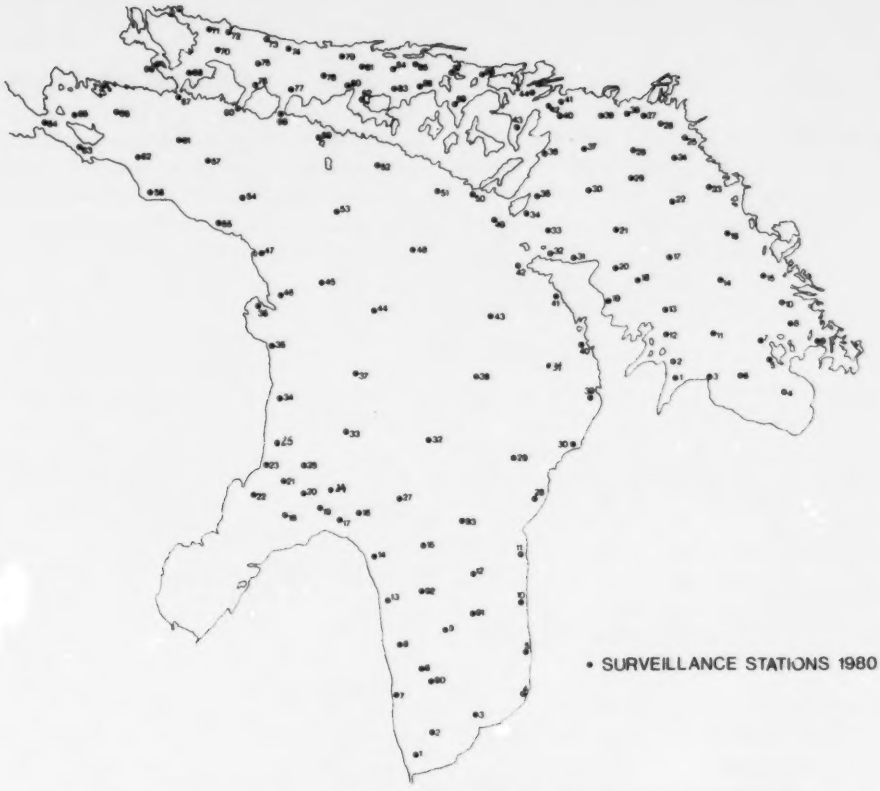


Figure 3. Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, surveillance stations, 1980.

turnover and the development and subsequent loss of thermal stratification.

Location	Cruise number	Date
Lake Huron	8022201	April 13–23
	8022202	May 10–17
	8022203	May 28–June 15
	8022207	July 18–27
	8022208	September 8–16
	8022209	October 22–November 1
Georgian Bay	8022501	April 24–27
	8022502	May 18–21
	8022503	June 5–7
	8022506	July 27–30
	8022507	September 16–21
	8022508	November 2–4

The first three cruises were concentrated during spring conditions, for practical and interpretive reasons. The adverse weather conditions frequently encountered in this season necessitated scheduling multiple cruises to ensure a complete spring database. Furthermore, increased loading of nutrients associated with spring runoff results in a "worst case" situation, particularly in the nearshore waters. This phenomenon is accentuated by the development of the thermal bar which restricts inshore-offshore water mass exchange. Finally, isothermal and isochemical conditions associated with vernal turnover ensure that vertical variability is at a minimum. Consequently, spring surface nutrient concentrations are representative of conditions over the whole lake.

As indicated, the open water surveillance component of the 1980 Lake Huron intensive survey was a joint venture undertaken by Environment Canada and the U.S. Environmental Protection Agency. The U.S. EPA Great Lakes National Program Office provided technical support for cruises 8022201, 8022202 and 8022207, and the Technical Operations Division, Environment Canada, provided support for cruises 8022203, 8022208 and 8022209. To eliminate uncertainties associated with inter-laboratory data comparability, each agency was responsible for all analyses of a particular set of parameters. A list of parameters monitored during the six cruises along with the responsible agency is presented in the Appendix. All sampling, apart from biomass indicators (particulate organic carbon, total particulate nitrogen, chlorophyll *a*), was completed with a modified Rosette sampler fitted with Niskin bottles. To provide adequate assessment of the vertical structure of the lake, the following sampling

strategy was employed:

During nonstratified conditions, the sampling depths were 1 m, mid-depth if station depth was greater than 50 m, bottom-minus-10 m and bottom-minus-2 m. During stratified conditions, sampling depths were 1 m, 2 m above the upper knee of the thermocline, mid-thermocline, 2 m below the lower knee of the thermocline, bottom-minus-10 m and bottom-minus-2 m.

Particulate organic carbon, total particulate nitrogen and chlorophyll *a* samples were collected with a 20-m integrating sampler. Details on preservation and analytical methods employed can be found in Environment Canada (1979) and Rockwell *et al*. (1980).

DATA INTERPRETATION

In studying a large lake, inconsistencies in data interpretation can arise owing to spatial and temporal variation, complicated by a relatively coarse station pattern and the serrated profiles being sampled. Spatial variability can be accommodated by regarding the lake as a set of discrete "homogeneous" zones. The zonation pattern adopted for this study, illustrated in Figure 4, was subjectively determined on the basis of basin geomorphology, location of nearshore inputs and the summer epilimnetic circulation patterns, all of which serve to determine nutrient distributions in the lake.

Data synthesis was completed using two methods. To summarize the 1980 cruises, area- and volume-weighted

Figure 4. Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, zonation pattern, 1980.

concentrations for each zone were derived using the computer program ALDAR (Neilson *et al.*, 1983). Inter-year comparisons were based on the spring surface (1 m) values of those stations located at similar positions from year to year, surface concentrations being representative of the entire water column at this time.

DISCUSSION

Temperature

The thermal regime of Lake Huron and Georgian Bay is typical of northern temperate dimictic lakes. In general, the spatial distribution of surface temperature was a reflection of latitude and lake bathymetry, with the nearshore areas and southern basin of Lake Huron warming faster in the spring and cooling more rapidly in the fall.

The first cruise in April was scheduled to coincide with spring turnover, when the lake was essentially isothermal. Minor horizontal and vertical gradients were in evidence, related primarily to external inputs, but were of insufficient magnitude to resist mixing. The development and subsequent offshore migration of the thermal bar during the next two cruises indicated the onset of thermal stratification. Stations nearshore of the thermal bar were directly stratified during the May and June cruises, with mean surface temperatures of 6.7°C and 8.4°C, respectively, in Lake Huron, and 7.1°C and 8.9°C in Georgian Bay. In general, offshore stations were still isothermal during this period at temperatures of less than 4°C. During these two cruises, however, rapid differential heating of the lake, accompanied by relatively calm conditions, resulted in the formation of minor temperature inversions at several stations. These inversions, of only 0.05°C to 0.15°C, were similar to those reported for Lake Ontario (Lee and Rodgers, 1972) and would not be expected to provide effective resistance to vertical mixing.

By July, the thermal bar had dissipated and lakewide stratification was established. During this period, the anticyclonic circulation pattern of Lake Huron dominates the epilimnion (ULRG, 1977), maintaining a central core of colder, denser water surrounded by warmer, less dense water. This circulation pattern also exerted a profound influence on nutrient distributions in the lake. Although there was a tendency toward a similar circulation pattern in Georgian Bay, basin morphometry and exchange processes with Lake Huron precluded its complete development.

Declining air temperatures in late summer and fall, coupled with decreasing periods of solar radiation, led to a gradual cooling of surface waters. This was particularly evident during July in the shallower, eastern regions of Georgian Bay, where surface temperatures were less than those of deeper regions. The cooling and subsequent sinking of surface waters, combined with wind-induced mixing, resulted in a steady erosion of the metalimnion and a corresponding increase in epilimnion thickness. This progressive deepening of the thermocline in Lake Huron, from 5 m in July to 65 m in late October/November, was exponential and can be described by the equation:

$$y = 6.06 \times 10^{.016a}$$

where y = mean epilimnion thickness in metres and a = days elapsed since the establishment of thermal stratification.

By the final cruise, only those stations in the deepest basins of Lake Huron were not yet isothermal. This residual stratification has been shown to persist throughout most of the winter (Miller and Saylor, 1981).

The volume-weighted temperatures of three water masses (whole lake, 0-10 m and 60-120 m) are presented to demonstrate the process of seasonal heating in Lake Huron and Georgian Bay (Figs. 5a, 5b). Note that the whole lake volume-weighted temperature is directly proportional to the heat income of the lake. While heating of Lake Huron continued until the fifth cruise in September/October, the maximum rate of increase (0.07°C/day) occurred between June and late July. A gradual cooling trend began during late August, when temperatures decreased at a rate of approximately 0.03°C/day. The cycle was more advanced in Georgian Bay, peaking approximately two weeks earlier and showing a marked decline by the fifth cruise. Heating and cooling rates in Georgian Bay exceeded those of Lake Huron, with a maximum rate of increase of 0.11°C/day between June and July and a maximum rate of decrease of 0.06°C/day between September and November.

The 0 to 10-m layer exhibited a much more pronounced seasonal pattern. Beginning with isothermal conditions in April, the temperature of the surface layer gradually diverged from that of the whole lake and deep (60-120 m) layers. With the establishment of thermal stratification, this divergence increased markedly, owing to the 0.20°C/day rate of warming between June and July in both Lake Huron and Georgian Bay. With the progressive deepening of the surface-mixed layer after July, reduced insolation and increased entrainment of metalimnetic water into the epilimnion, the rate of warming decreased. Between mid-September and late October, temperatures in the 0 to 10-m layer declined at a rate of 0.19°C/day in Lake Huron and 0.17°C/day in Georgian Bay.

The deep (60-120 m) layer showed a somewhat different seasonal pattern from that of both the whole lake and the surface layer. During the first four cruises, a slight warming trend was observed. However, once lakewide stratification was established, this rate decreased to almost zero, indicating that the hypolimnion was effectively isolated from the warmer overlying waters. A temperature increase was noted only when the deepening thermocline penetrated this layer prior to the November cruise.

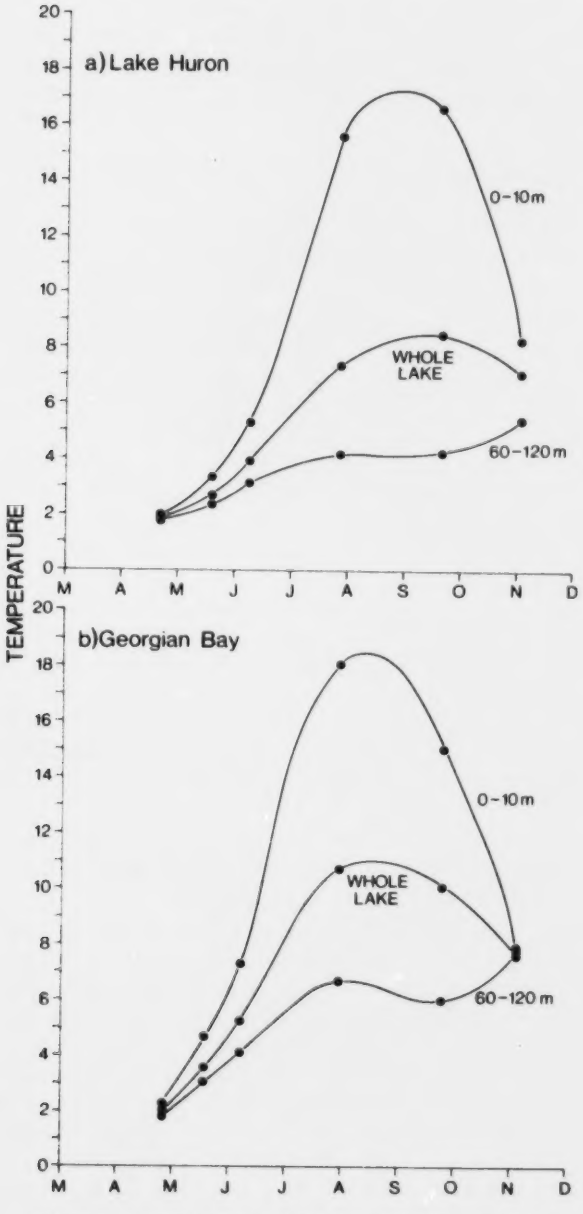


Figure 5. Thermal regime of Lake Huron and Georgian Bay.

Major Ions, Conductivity, Alkalinity and pH

The ionic composition of the Lake Huron-Georgian Bay system is governed largely by the composition of influents from adjoining drainage basins, atmospheric inputs, and contributions from Lakes Michigan and Superior. The lithology of the numerous drainage basins in the system varies markedly. The north shore of Georgian Bay and the North Channel is dominated by the Precambrian Shield, the runoff from which is of low salinity owing to its resistance to weathering. In contrast, the south shores are predominantly dolomitic limestone which, being both rich in carbonates and more susceptible to weathering, contribute runoff of comparatively high salinity. The catchment area of Lake Huron is more varied, but in general is dominated by a variety of limestones in the north, and shales and sandstones in the south (Sly and Thomas, 1974). While these areas are susceptible to weathering, thereby serving as a source of ions, the waters of Lake Huron are also strongly influenced by inputs from Lakes Superior and Michigan. The relative impact of these various sources on Lake Huron and the North Channel is best illustrated by examining the distribution of specific conductance in the surface waters throughout the study period. Area-weighted mean surface values of conductivity, as well as alkalinity and chloride, summarized by cruise and zone, are presented in Tables 1, 2 and 3, respectively, for Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay.

Specific conductance is a measure of the total ionic strength of the water and, consequently, is directly proportional to the concentrations of the major ions. Listed in order of their dominance in the Lake Huron-Georgian Bay system, these ions are

(a) Cations: calcium, magnesium, sodium and potassium

(b) Anions: bicarbonate, sulphate, chloride.

Apart from bicarbonate, all other ion concentrations were determined by direct analysis. Bicarbonate concentrations were approximated by determining alkalinity, since at pH values characteristic of Lake Huron and Georgian Bay (pH 8), alkalinity is imparted largely by the bicarbonate ion (Hutchinson, 1957).

During the first two spring cruises of April and May, the main water mass of Lake Huron was essentially homogeneous at approximately 203 μS (1 μSiemen = 1 μmho/cm^2). Principal exceptions were in zone 6 where levels averaged 215 μS, reflecting both surface influx from Lake Michigan and discharge from Cheboygan, Michigan, via the Little Black River (Fig. 6), and zone 5 (185 μS), reflecting inputs from Lake Superior via the St. Marys

TABLE 1. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1988 LAKE HURON — PARAMETER: SPECIFIC CONDUCTANCE (µSIEMENS) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8822201	8822202	8822203	8822207	8822208	8822209
CRUISE DATES	88/04/13. TO 88/04/23.	88/05/09. TO 88/05/17.	88/05/27. TO 88/06/05.	88/07/18. TO 88/07/27.	88/09/08. TO 88/09/24.	88/10/22. TO 88/11/01.
1	202.9	202.2	204.8	194.8	192.8	207.6
2	204.9	203.4	203.9	202.2	192.5	209.2
4	203.6	203.3	210.6	206.5	194.8	209.3
5	187.2	182.4	171.7	195.1	184.2	203.3
6	210.3	220.9	221.8	215.8	200.6	231.1
7	203.4	207.8	208.4	184.7	193.1	213.6
8	205.8	206.8	212.7	205.9	193.3	211.8
10	205.5	203.8	210.8	205.2	185.3	209.3
11	209.4	213.2	216.1	209.1	192.6	212.5
12	207.8	207.4	216.2	210.5	195.8	211.5
13	209.8	214.6	217.4	210.3	193.1	217.8
14	208.7	208.3	208.5	204.6	196.2	212.1
15	202.3	202.6	207.7	203.8	195.5	207.6
16	200.1	197.7	198.7	194.3	187.8	203.2
25	203.7	203.3	205.1	200.9	192.3	209.3

1988 NORTH CHANNEL — PARAMETER: SPECIFIC CONDUCTANCE (µSIEMENS) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8822201	8822202	8822203	8822207	8822208	8822209
CRUISE DATES	88/04/13. TO 88/04/23.	88/05/09. TO 88/05/17.	88/05/27. TO 88/06/05.	88/07/18. TO 88/07/27.	88/09/08. TO 88/09/24.	88/10/22. TO 88/11/01.
17	130.9	131.3	129.6	138.7	144.4	169.8
18	173.4	150.8	158.8	155.1	159.9	176.5
19	ICE	163.8	168.3	160.8	157.6	175.8
25	152.2	151.1	151.2	148.4	154.9	174.1

1988 GEORGIAN BAY — PARAMETER: SPECIFIC CONDUCTANCE (µSIEMENS) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8822501	8822502	8822503	8822506	8822507	8822508
CRUISE DATES	88/04/24. TO 88/04/27.	88/05/18. TO 88/05/21.	88/06/05. TO 88/06/07.	88/07/27. TO 88/07/30.	88/09/16. TO 88/09/21.	88/11/02. TO 88/11/04.
1	186.3	186.3	184.6	182.4	178.1	192.4
2	190.8	190.6	190.1	185.7	180.8	186.9
3	191.8	190.9	192.5	196.2	183.7	190.8
4	191.5	189.8	190.8	186.6	182.1	196.3
5	191.8	190.4	191.1	187.9	182.8	193.9
6	191.9	190.9	193.4	186.8	180.3	195.3
7	191.2	183.9	185.2	183.9	176.7	192.5
8	187.8	176.3	176.9	176.9	172.8	191.2
9	167.7	160.9	166.4	183.6	176.3	194.1
10	190.7	190.8	190.7	184.3	177.4	192.2
25	188.2	184.6	185.4	184.4	177.7	192.5

TABLE 2. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1988 LAKE HURON — PARAMETER: ALKALINITY (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8822201	8822202	8822203	8822207	8822208	8822209
CRUISE DATES	88/04/13. TO 88/04/23.	88/05/09. TO 88/05/17.	88/05/27. TO 88/06/05.	88/07/18. TO 88/07/27.	88/09/08. TO 88/09/24.	88/10/22. TO 88/11/01.
1	76.83	76.85	79.94	75.88	75.63	78.27
2	77.37	77.38	78.39	77.72	79.65	79.85
4	76.43	77.65	75.68	79.76	78.39	88.84
5	73.25	68.91	68.52	79.15	74.95	88.81
6	82.45	84.67	82.38	85.67	82.26	88.87
7	77.74	78.88	81.11	72.48	78.29	79.48
8	78.85	78.33	81.51	88.56	81.88	88.29
10	77.94	77.36	79.36	88.13	76.85	79.65
11	78.34	79.54	77.73	88.86	78.41	81.51
12	76.88	78.81	88.83	88.79	78.74	88.96
13	77.61	81.18	77.64	88.72	79.22	83.71
14	79.57	88.18	81.29	78.15	79.61	88.68
15	75.63	76.47	79.94	79.91	78.19	78.24
16	75.79	74.48	78.69	75.13	73.76	74.79
25	77.18	77.88	78.78	77.98	77.96	79.61

1988 NORTH CHANNEL — PARAMETER: ALKALINITY (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8822201	8822202	8822203	8822207	8822208	8822209
CRUISE DATES	88/04/13. TO 88/04/23.	88/05/09. TO 88/05/17.	88/05/27. TO 88/06/05.	88/07/18. TO 88/07/27.	88/09/08. TO 88/09/24.	88/10/22. TO 88/11/01.
17	51.88	58.82	53.49	53.29	58.63	66.34
18	64.96	58.97	57.66	56.88	61.25	64.17
19	ICE	68.77	68.69	59.17	58.98	68.39
25	57.98	56.73	56.78	56.88	68.17	64.35

1988 GEORGIAN BAY — PARAMETER: ALKALINITY (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8822581	8822582	8822583	8822586	8822587	8822588
CRUISE DATES	88/04/24. TO 88/04/27.	88/05/18. TO 88/05/21.	88/06/05. TO 88/06/07.	88/07/27. TO 88/07/30.	88/09/16. TO 88/09/21.	88/11/02. TO 88/11/04.
1	69.11	78.84	72.89	68.75	69.96	69.96
2	71.25	73.88	74.14	78.56	71.68	71.75
3	71.68	73.28	78.17	74.66	74.26	71.51
4	71.38	73.68	74.43	78.11	74.84	72.86
5	71.83	73.89	74.82	78.78	72.88	72.88
6	71.88	73.67	75.45	78.67	72.75	72.95
7	78.52	69.16	78.42	69.35	72.47	71.83
8	69.76	65.22	67.85	66.12	71.81	71.56
9	59.87	58.88	62.29	69.17	69.73	71.12
18	78.68	71.91	73.58	69.46	71.61	72.11
25	69.63	69.88	72.83	69.49	71.75	71.83

TABLE 3. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON — PARAMETER: CHLORIDE UNFILTERED (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	5.37	5.58	5.22	5.32	5.54
2	5.48	5.51	5.50	5.35	5.54
4	5.49	5.70	5.75	5.96	5.70
5	4.73	4.11	5.17	5.25	5.48
6	5.97	5.97	5.53	5.62	6.25
7	5.48	5.60	5.06	5.50	5.71
8	5.33	5.81	5.75	5.41	5.57
10	5.45	6.10	5.58	5.59	5.57
11	6.44	6.37	6.07	5.83	5.81
12	5.69	6.10	5.93	6.12	5.70
13	6.00	5.83	5.90	5.92	6.43
14	5.47	5.64	5.62	5.37	5.50
15	5.40	5.50	5.52	5.34	5.37
16	5.22	5.49	5.35	5.21	5.44
25	5.45	5.50	5.50	5.40	5.61

1980 NORTH CHANNEL — PARAMETER: CHLORIDE UNFILTERED (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	2.93	2.81	2.77	3.95	4.01
18	4.32	4.39	4.17	4.45	4.51
19	4.44	4.33	4.20	4.50	4.40
25	4.21	3.90	3.75	4.30	4.34

1980 GEORGIAN BAY — PARAMETER: CHLORIDE UNFILTERED (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	5.07	4.77	4.85	4.90	4.91
2	4.70	5.09	4.63	5.00	4.93
3	4.81	5.01	5.20	5.00	5.06
4	4.75	4.97	5.20	4.90	5.09
5	4.92	4.83	4.76	5.09	4.99
6	4.49	4.89	4.67	5.06	5.07
7	4.96	4.90	5.09	4.96	5.13
8	4.55	4.63	4.57	4.70	5.00
9	4.56	4.24	4.63	4.84	4.99
10	4.87	4.87	4.73	4.89	5.03
25	4.77	4.79	4.77	4.92	5.02

River (Figs. 7 and 8). Impacts of considerably lesser magnitude were evident offshore of major tributaries and/or communities in southern Lake Huron owing to increased urbanization and drainage through calcareous regions.

The extent to which these inputs influenced the waters of Lake Huron increased in conjunction with thermal bar advancement caused by its resistance to water mass exchange. Consequently, the areal extent of impact increased from April to June (cruise 8022201 to 8022203) (Fig. 9), with vertical profiles revealing that these inputs impacted the entire water column. With the establishment of thermal stratification by July, these impacts were confined primarily to the epilimnion. The resulting decrease in mixing depth caused the zone of influence of many of these inputs to increase dramatically, the most significant being that of Lake Superior (via the St. Marys River) which now extended past Thunder Bay along the western shore of Lake Huron (Fig. 10). In contrast, the tributaries in southern Lake Huron exhibited lesser impact owing to reduced discharge during the summer months.

By early November (cruise 8022209), autumnal turnover was nearly complete, and with water temperatures decreasing, conductivity increased to 209 μS (area-weighted lake-wide mean) due principally to the increasing solubility of calcium at colder temperatures (Weast, 1972). The most notable feature at this time was the marked increase of the surface areal extent of influence of Lake Michigan inputs. Whereas during the previous cruise inputs from Lake Michigan were restricted to the immediate vicinity of the Straits of Mackinac, they now extended across northern Lake Huron, nearing the Main Channel of Georgian Bay (Fig. 11).

The distribution of conductivity in the North Channel is determined primarily by discharge from its major tributaries, especially the St. Marys River, and exchange with Lake Huron and, to a lesser extent, Georgian Bay (Warry, 1978a). Circulation patterns, as evidenced by distribution of conductivity, are quite complex in the North Channel. Impacts from the St. Marys River are largely restricted to the western end (zone 17) of the North Channel and

Figure 6. Reference map of Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay.

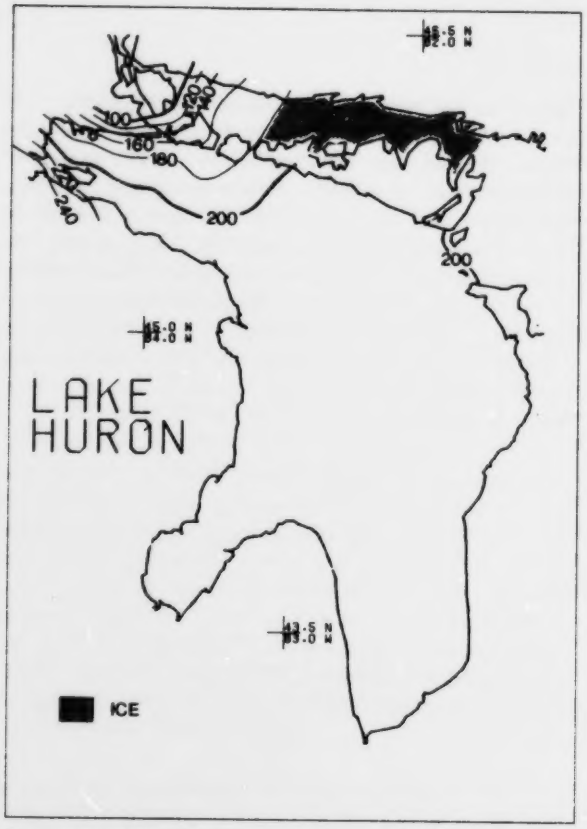


Figure 7. Isopleths of specific conductance (μS) at 1 m, cruise 8022201.

Figure 9. Isopleths of specific conductance (μS) at 1 m, cruise 8022203.

Figure 8. Isopleths of specific conductance (μS) at 1 m, cruise 8022202.

Figure 10. Isopleths of specific conductance (μS) at 1 m, cruise 8022207.

Figure 11. Isopleths of specific conductance (μS) at 1 m, cruise 8022209.

directed through Detour Passage into Lake Huron. However, it appears that flow is not partitioned consistently between the north (St. Joseph) and south (Munuscong) channels of the river. During the three spring cruises in April, May and June (Figs. 7, 8 and 9), the impact of St. Marys River flow on the surface waters of the North Channel through these channels appeared equal. During the July, September and October cruises, however, discharge through the south channel exhibited a considerably greater influence.

Exchange processes between the North Channel and Lake Huron are also variable. To reiterate, flow from the St. Marys River is directed through Detour Passage and, to a lesser extent, False Detour Passage. Balancing these outputs are inputs from Lake Huron via the Mississagi Strait. During the nonstratified period from April to June (cruises 8022201 to 8022203), flow was directed primarily into the North Channel through this gap, as indicated by vertical profiles. With the establishment of a distinct thermocline by July (cruise 8022207), stratified flow was observed, with inflow (into the North Channel) confined largely to the hypolimnion. Using data from the 1974 surveys, Warry (1978a) determined the influx from Lake Huron between May and October to equal a volume of approximately 1.5×10^{10} m^3, equivalent to 55% of the inflow from the St. Marys River during the same period (P. Yee, personal communication). Concomittant with this phenomenon was a marked increase in the extent of impact of the St. Marys River on the North Channel, because the influx of Lake Huron waters was restricted to the hypolimnion and the summer discharge of the Spanish and Serpent rivers, the only other large tributaries to the North Channel, was reduced.

Exchange between the North Channel and Georgian Bay via the Little Current channel determines the ionic chemistry of zone 19, with moderate contributions from runoff of adjacent lands. Using a materials balance for chloride, this exchange was estimated to be 27 m^3/s, directed into the North Channel (D. Dolan, personal communication). Consequently, this zone exhibited the highest average conductivity levels during the study period, at 165 μS compared with 164 μS in zone 18 and 139 μS in zone 17.

The areal distribution of conductivity in Georgian Bay, which is determined by the geology of its drainage basin, exchange with Lake Huron and inputs from the French River, was reasonably consistent throughout the study period. As demonstrated during the 1974 surveys, a distinct southwest to northeast gradient was observed (Warry, 1978b). The shallower waters along the northern and eastern shorelines were consistently lower in conductivity, reflecting drainage through the Precambrian Shield, while maximum values, reported in the southern and western waters, were due to both surface inflow from Lake Huron and drainage through the carbonaceous limestones of the southern shore.

During the three spring cruises (April to June), mixing at the Lake Huron-Georgian Bay interface occurred throughout the water column, as evidenced by vertical profiles, and delineation of the two water masses, based on the 200-μS contour, was sharply defined. Once thermal stratification was established by July (cruise 8022506), stratified flow developed, with resultant surface influx into Lake Huron. Similar findings were reported by Warry (1978b) based on 1974 data. Using materials balance of 1980 chloride data, net inflow into Lake Huron at this interface was determined to be 520 m^3/s during the study period (D. Dolan, personal communication). Despite this exchange, specific conductance in Georgian Bay was approximately 10 μS less than in Lake Huron, indicating a significant degree of separation between the two water masses.

Since conductivity is directly proportional to the major ion content of the water, examination of ion distributions could provide insight into the controlling mechanisms of conductivity. However, this interpretation is limited, as the major cations were only investigated on the first cruise. Furthermore, while the major anions were monitored during all six cruises, owing to analytical problems, no results for chloride or sulphate are available for the first cruise. Consequently, it is not possible to calculate total ionic balances for any cruise.

Areal distributions of alkalinity, sulphate and chloride in Lake Huron were strongly similar to conductivity, as indicated by their high correlation coefficients ($r = 0.92$, 0.77, 0.84, respectively). To determine which of these parameters was the most important in influencing the variation in conductivity, data were subjected to a stepwise linear multiple regression analysis. Essentially, this technique attempts to account for variation in conductivity by considering the influence of the three major anions in order of importance. Note that this analysis does not attempt to assess the relative contribution of the ions to the magnitude of conductivity.

Results of this analysis indicate that chloride was the best determining variable, accounting for 84% of the annual (i.e. seasonal and spatial) variation in conductivity. Of the remaining 16% variation, alkalinity could account for only 3% and sulphate for only 0.1%, leaving approximately 13% of the variation unaccounted for by the major anions. That chloride was the largest anionic determinant of the variation exhibited by conductivity suggests that the ionic composition of Lake Huron waters is determined primarily by inputs from Lakes Michigan and Superior. The magnitude of these influxes is such that they mask any biologically mediated changes in the less conservative anions.

Similar treatment of data in Georgian Bay indicates that its anionic chemistry differs markedly from that of Lake Huron. Whereas in Lake Huron, 87% of the variation could be accounted for by chloride, alkalinity and sulphate over the period May to November, these three ions accounted for only 50% of the variation in conductivity in Georgian Bay over a similar period. Of these, alkalinity was the most important controlling variable in Georgian Bay, accounting for 46% of the variation. Sulphate and chloride accounted for 3.5% and 1.0% of the remaining variation, respectively.

That almost 50% of the annual (May to November) variation in conductivity in Georgian Bay remains unaccounted for suggests two interpretations. First, it is possible that one linear equation may be inadequate to describe the relationship between the major anions and conductivity throughout the sampling period. This situation could arise if biologically mediated changes and/or changes in inputs resulted in differing relationships between the anions and conductivity between cruises. A second interpretation, not necessarily exclusive of the first, is that much of this residual variation can be accounted for by the cations.

To investigate the first interpretation, the regression was repeated on Georgian Bay data on a cruise-by-cruise basis. Results of this analysis are summarized in the following table which gives the variation in conductivity due to anions (%).

	Cruise number				
Ion	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
Alkalinity	96.7	82.2	88.7	32.6	16.2
Chloride	0.1	1.6	0.5	12.6	6.3
Sulphate	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0

From May to July (cruises 8022502 to 8022506), alkalinity was principal in influencing the variation in conductivity, accounting for at least 82% of its variation. This influence, however, decreased markedly to approximately 33% and 16% in September and November, respectively, suggesting a more pronounced influence by the other major cations.

Results for the four major cations, expressed as area-weighted values in milliequivalents, for the surface waters of Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, are presented in Table 4. While absolute concentrations varied between zones, relative proportions were remarkably consistent throughout the entire system. Calcium, for instance, when expressed as a percentage of the total cation concentration (in milliequivalents), ranged from 62.8% in zone 6 of Lake Huron to 65.0% in zone 17 of the North Channel, whereas magnesium ranged from 26.4% in zone 17 to 28.9% in zone 6 of Lake Huron. This reflects the differing ionic composition of Lake Michigan and Lake Superior inputs, respectively. Sodium ranged from a low of 5.8% in zone 8 of Georgian Bay to 7.7% in adjacent zone 9, illustrating the difference between drainage from the north shore and that of the French River basin. Finally, potassium ranged from 1.0% in zone 5 of Georgian Bay to 1.6% in zone 17 of the North Channel.

In terms of absolute concentrations, zone 17 of the North Channel, dominated by inflow from Lake Superior, had the lowest total cation concentration (1.24 epm), while zone 11 of Lake Huron had the highest (2.15 epm), reflecting the outflow of Saginaw Bay. Georgian Bay, reporting concentrations slightly less than Lake Huron,

TABLE 4. **CATION CONCENTRATIONS (EPM) IN LAKE HURON, THE NORTH CHANNEL AND GEORGIAN BAY: CRUISES 8022201 & 8022501**

LAKE HURON

ZONE	CALCIUM	MAGNESIUM	SODIUM	POTASSIUM	Σ
1	1.307	0.584	0.144	0.026	2.061
2	1.317	0.584	0.144	0.026	2.068
4	1.347	0.609	0.152	0.026	2.134
5	1.238	0.543	0.148	0.023	1.952
6	1.322	0.609	0.148	0.026	2.105
7	1.307	0.584	0.148	0.026	2.065
8	1.352	0.600	0.152	0.026	2.130
10	1.342	0.592	0.152	0.026	2.112
11	1.362	0.600	0.161	0.026	2.149
12	1.317	0.592	0.144	0.023	2.076
13	1.317	0.584	0.139	0.023	2.063
14	1.332	0.600	0.144	0.023	2.099
15	1.312	0.576	0.152	0.026	2.066
16	1.307	0.584	0.148	0.028	2.067
25	1.317	0.584	0.148	0.026	2.075

NORTH CHANNEL

ZONE	CALCIUM	MAGNESIUM	SODIUM	POTASSIUM	Σ
17	0.808	0.329	0.087	0.020	1.244
18	1.113	0.485	0.135	0.026	1.759
19	ICE	ICE	ICE	ICE	ICE
25	0.961	0.407	0.111	0.022	1.501

GEORGIAN BAY

ZONE	CALCIUM	MAGNESIUM	SODIUM	POTASSIUM	Σ
1	1.213	0.535	0.139	0.023	1.910
2	1.297	0.568	0.130	0.023	2.018
3	1.327	0.592	0.117	0.020	2.056
4	1.208	0.535	0.126	0.020	1.889
5	1.233	0.543	0.135	0.020	1.931
6	1.248	0.543	0.135	0.020	1.946
7	1.257	0.543	0.148	0.023	1.971
8	1.362	0.592	0.122	0.023	2.099
9	1.068	0.461	0.130	0.023	1.682
10	1.277	0.559	0.135	0.023	1.994
25	1.262	0.551	0.135	0.023	1.971

showed a more pronounced variation in total cation content on a zonal basis. Zone 9, which is dominated by inputs from the French River at this time, had the lowest cation concentrations at 1.68 epm, while zone 8, immediately adjacent to it, had the highest at 2.99 epm.

To determine which of the major cations contributed most to the variability of conductivity, data were subjected to multiple regression. Magnesium accounted for 87.4% of the variation in conductivity in Lake Huron and the North Channel, and the remaining cations accounted for only a further 1.4%. Distributions of cations in Georgian Bay, as with anions, was more complex. Magnesium accounted for only 47.6% of the variation, with the remaining cations accounting for a further 8.7% of the variation. Since a complete data set is lacking, results of this regression cannot be related to those of the anions, but merely demonstrate which of the major cations and anions were most important in determining conductivity.

Nutrients

The distribution of nutrients in the open waters of Lake Huron and Georgian Bay is the result of anthropogenic inputs, thermal structure, regeneration within the water column and assimilation by phytoplankton (Gachter *et al.*, 1974). Maximum concentrations were generally observed during the spring in the nearshore zones, associated with increased loadings owing to runoff and thermal bar formation which restricts nearshore/offshore water mass exchange. Accompanying these high nutrient levels was a spring pulse of phytoplanktonic growth, comprised primarily of diatoms (Lin and Schelske, 1981; Munawar and Munawar, 1979).

While production of the vernal diatom crop is attributed to a combination of factors including light, temperature and physical regime (Happey, 1970a,b), the net result is the assimilation of available dissolved nutrients into particulate (phytoplanktonic) matter. This process of assimilation is accelerated in the warmer nutrient-rich nearshore areas and, if of sufficient magnitude to exceed loading rates, can lead to depletion of dissolved nutrients in the nearshore relative to the offshore. This phenomenon is illustrated in Table 5 for five nutrient parameters: total phosphorus (TP), soluble reactive phosphorus (SRP), soluble reactive silica (SRS), filtered nitrate + nitrite (NO_3+NO_2) and filtered ammonia (NH_3). The progression of the thermal bar during the first three cruises is represented by the 4°C isotherm in the three figures in the table, and the mean surface (1 m) concentrations for the nearshore and offshore stations are given below. Of the four dissolved forms listed, only soluble reactive silica showed consistent and significant ($p < 0.001$) depletion in the nearshore zone for all three cruises, reflecting the large demand by diatoms. Soluble reactive phosphorus, which is rapidly depleted to limiting levels in the lower lakes, showed only a marginally significant ($p < 0.01$) depletion during the third cruise.

With the onset of thermal stratification, the epilimnion and hypolimnion are effectively isolated from one another. Subsequent losses of colloidal and particulate fractions from the trophogenic zone result in a summer minimum in the surface waters, while decomposition of this material in the tropholytic zone enriches solubilized fractions in the hypolimnion. This process is demonstrated in Figure 12 for TP, SRP, (NO_3+NO_2), NH_3, and SRS. Epilimnetic nutrient concentrations, in general, increased in the fall as the deepening thermocline entrained waters from the nutrient-rich hypolimnion. This bimodal distribution, with maxima in spring and fall, is characteristic of moderately productive, dimictic lakes.

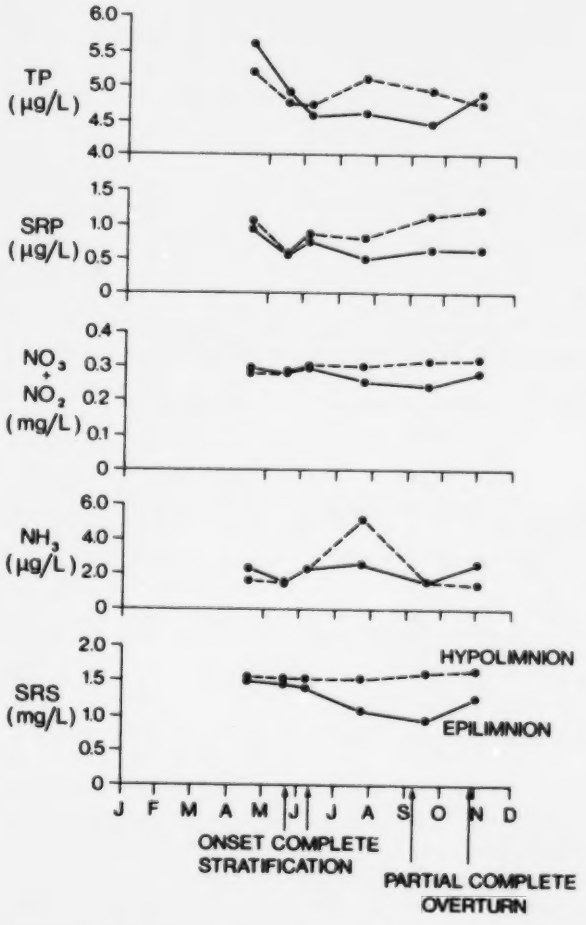
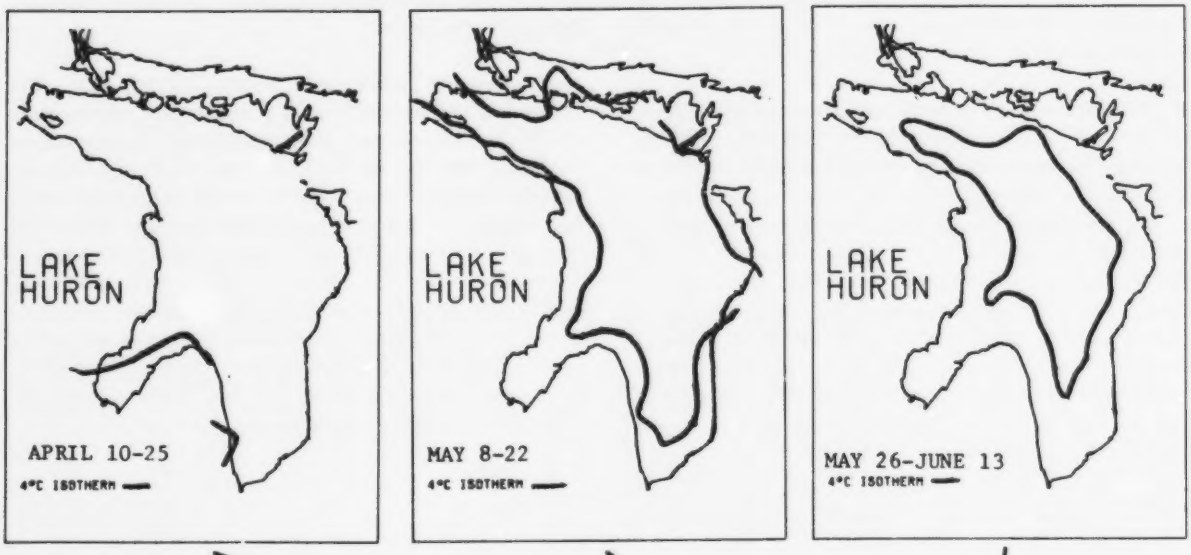


Figure 12. Seasonal variation of nutrients in the epilimnion and hypolimnion.

TABLE 5. NUTRIENT VARIATION ACROSS THERMAL BAR



PARAMETER		APRIL 10-25	MAY 8-22	MAY 26-JUNE 13
TOTAL PHOSPHORUS (µg/L)	NEARSHORE	6.5	5.8 **	4.7
	OFFSHORE	5.5	4.7	4.4
SOLUBLE REAC. PHOSPHORUS (µg/L)	NEARSHORE	1.1	0.6	0.7
	OFFSHORE	1.0	0.6	0.8
SOLUBLE REAC. SILICA (mg/L)	NEARSHORE	1.4 **	1.2 **	1.2 **
	OFFSHORE	1.5	1.5	1.5
NITRATE + NITRITE (µg/L)	NEARSHORE	308.0	295.3	292.6
	OFFSHORE	290.1	282.2	296.8
AMMONIA (µg/L)	NEARSHORE	2.4	1.6	2.4
	OFFSHORE	2.2	1.6	2.1

** SIGNIFICANT DIFFERENCE ($P > 0.05$)

Phosphorus

One objective of the 1978 Great Lakes Water Quality Agreement is to maintain the oligotrophic state and relative algal biomass of Lake Huron. As various authors have demonstrated that phytoplankton growth in Lake Huron is generally limited by phosphorus availability (Lin and Schelske, 1981; Schelske and Roth, 1973), control programs have been instituted, where appropriate, to control phosphorus input. To assess the effectiveness of these remedial programs, as well as to identify significant inputs and determine ambient concentrations, monitoring of phosphorus levels in Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay was undertaken. Three forms of phosphorus were measured: total phosphorus (TP), a measure of both particulate (i.e. incorporated into living matter and adsorbed onto inorganic complexes or detrital organic matter) and dissolved P, made up of orthophosphate,

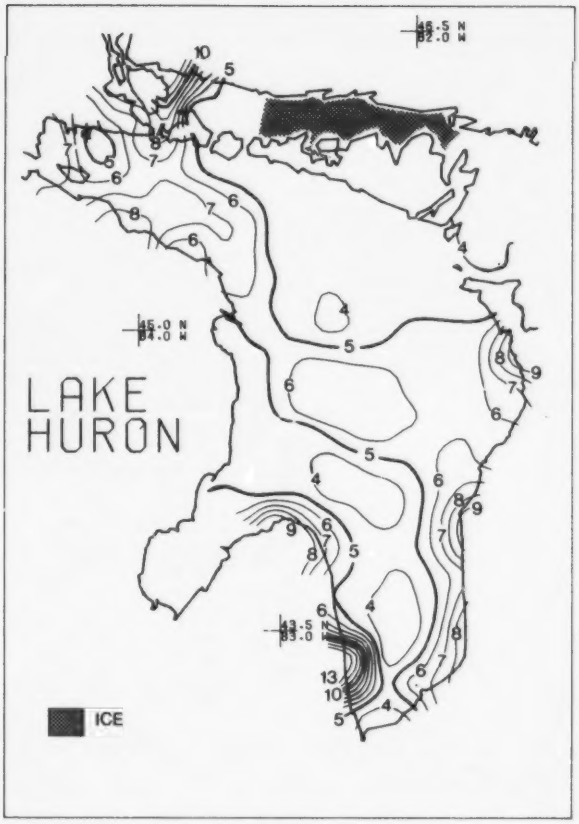


Figure 13. Isopleths of total phosphorus (μg/L P) at 1 m, cruise 8022201.

Figure 14. Isopleths of total phosphorus (μg/L P) at 1 m, cruise 8022202.

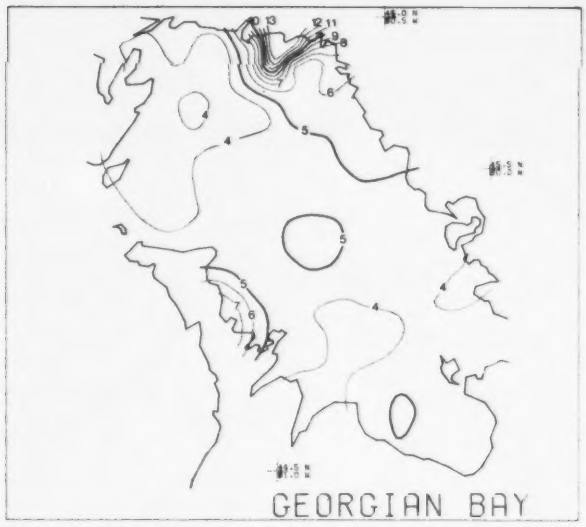


Figure 15. Isopleths of total phosphorus (μg/L P) at 1 m, cruise 8022501.

polyphosphates and organic colloids; total filtered phosphorus (TFP), a measure of dissolved P; and soluble reactive phosphorus (SRP), which is assumed to be roughly equivalent to, but may be greater than, orthophosphate (i.e. that component of TFP most readily available for phytoplanktonic utilization).

Areal surface distributions of TP in Lake Huron and Georgian Bay are presented for the April and May cruises (Figs. 13 to 16), when spring runoff was at a maximum, thereby delineating the sources of anthropogenic and tributary inputs to the lake. In addition, the area-weighted mean values for TP, TFP and SRP are listed by zone and cruise in Tables 6, 7 and 8, respectively, to demonstrate the relative impact of these inputs upon ambient water quality.

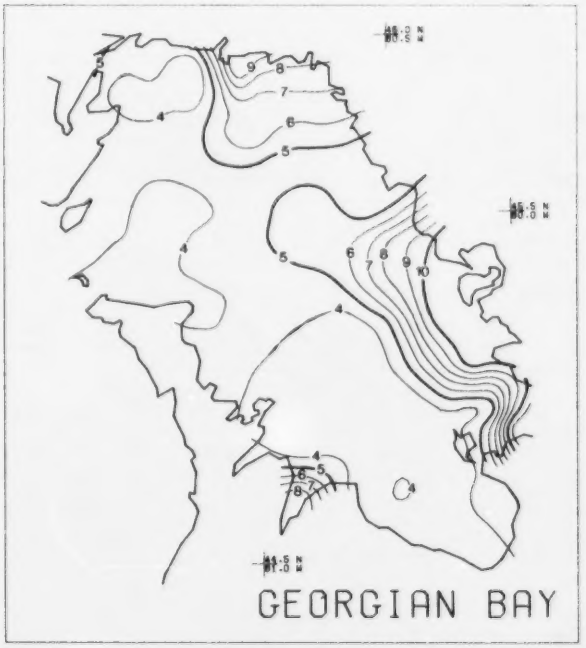


Figure 16. Isopleths of total phosphorus (μg/L P) at 1 m, cruise 8022502.

TABLE 6. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON — PARAMETER: TOTAL PHOSPHORUS (MG/L), DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	.0058	.0045	.0042	.0044	.0051	.0047
2	.0055	.0048	.0046	.0046	.0039	.0049
4	.0046	.0049	.0048	.0037	.0039	.0046
5	.0062	.0049	.0041	.0044	.0051	.0056
6	.0074	.0055	.0046	.0040	.0050	.0054
7	.0071	.0047	.0038	.0038	.0053	.0047
8	.0047	.0051	.0049	.0046	.0045	.0055
10	.0047	.0048	.0049	.0041	.0035	.0047
11	.0063	.0057	.0052	.0044	.0041	.0059
12	.0059	.0050	.0052	.0040	.0039	.0072
13	.0079	.0075	.0048	.0045	.0050	.0078
14	.0064	.0049	.0046	.0040	.0041	.0059
15	.0041	.0047	.0046	.0033	.0036	.0046
16	.0051	.0050	.0039	.0035	.0053	.0045
25	.0055	0049	.0045	.0043	.0044	.0051

1980 NORTH CHANNEL — PARAMETER: TOTAL PHOSPHORUS (MG/L), DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	.0078	.0060	.0047	.0064	.0062	.0075
18	.0047	.0056	.0050	.0042	.0045	.0059
19	ICE	.0062	.0046	.0053	.0052	.0053
25	.0063	.0050	.0048	.0050	.0051	.0063

1980 GEORGIAN BAY — PARAMETER: TOTAL PHOSPHORUS (MG/L), DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/04/24. TO 80/04/27.	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	.0042	.0046	.0036	.0038	.0044	.0049
2	.0037	.0046	.0043	.0025	.0041	.0038
3	.0040	.0040	.0039	.0033	.0038	.0036
4	.0053	.0042	.0037	.0038	.0034	.0038
5	.0044	.0048	.0039	.0042	.0042	.0044
6	.0043	.0039	.0033	.0033	.0040	.0041
7	.0045	.0054	.0047	.0044	.0038	.0049
8	.0047	.0075	.0043	.0036	.0039	.0043
9	.0062	.0061	.0051	.0028	.0044	.0050
10	.0044	.0046	.0041	.0034	.0035	.0043
25	.0046	.0051	.0041	.0035	.0038	.0043

TABLE 7. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON — PARAMETER: TOTAL FILTERED PHOSPHORUS (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	.0029	.0023	.0021	.0022	.0023	.0023
2	.0030	.0023	.0023	.0023	.0020	.0025
4	.0027	.0022	.0024	.0023	.0022	.0027
5	.0041	.0021	.0021	.0024	.0021	.0019
6	.0048	.0021	.0020	.0022	.0020	.0022
7	.0034	.0021	.0019	.0021	.0021	.0023
8	.0022	.0026	.0025	.0026	.0023	.0024
10	.0025	.0022	.0021	.0022	.0020	.0024
11	.0030	.0026	.0023	.0024	.0022	.0029
12	.0028	.0025	.0029	.0028	.0023	.0037
13	.0027	.0026	.0023	.0024	.0021	.0030
14	.0032	.0024	.0022	.0021	.0019	.0023
15	.0022	.0026	.0021	.0022	.0022	.0020
16	.0030	.0023	.0021	.0021	.0021	.0022
25	.0030	.0023	.0022	.0023	.0021	.0025

1980 NORTH CHANNEL — PARAMETER: TOTAL FILTERED PHOSPHORUS (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	.0039	.0023	.0021	.0027	.0021	.0025
18	.0025	.0026	.0023	.0023	.0021	.0022
19	ICE	.0030	.0020	.0025	.0024	.0025
25	.0032	.0026	.0022	.0024	.0021	.0023

1980 GEORGIAN BAY — PARAMETER: TOTAL FILTERED PHOSPHORUS (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/04/24. TO 80/04/27.	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	.0023	.0024	.0019	.0023	.0021	.0022
2	.0017	.0020	.0018	.0017	.0020	.0019
3	.0021	.0025	.0019	.0023	.0019	.0018
4	.0023	.0018	.0016	.0020	.0019	.0019
5	.0019	.0022	.0021	.0022	.0022	.0019
6	.0021	.0018	.0017	.0020	.0023	.0023
7	.0024	.0022	.0020	.0021	.0020	.0021
8	.0026	.0022	.0018	.0021	.0019	.0019
9	.0031	.0031	.0021	.0018	.0021	.0022
10	.0023	.0021	.0018	.0019	.0020	.0022
25	.0023	.0022	.0019	.0020	.0020	.0021

TABLE 8. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON — PARAMETER: SOLUBLE REACTIVE PHOSPHORUS (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	.0009	.0005	.0008	.0004	.0007	.0007
2	.0011	.0006	.0008	.0006	.0007	.0007
4	.0009	.0006	.0009	.0006	.0007	.0008
5	.0010	.0005	.0008	.0003	.0009	.0006
6	.0010	.0007	.0008	.0004	.0009	.0005
7	.0010	.0006	.0008	.0004	.0007	.0007
8	.0007	.0006	.0008	.0005	.0006	.0007
10	.0011	.0006	.0006	.0004	.0007	.0006
11	.0008	.0007	.0007	.0005	.0007	.0006
12	.0008	.0010	.0007	.0013	.0011	.0011
13	.0007	.0006	.0006	.0009	.0009	.0016
14	.0008	.0006	.0008	.0004	.0007	.0005
15	.0008	.0005	.0006	.0005	.0005	.0005
16	.0009	.0005	.0007	.0004	.0004	.0006
25	.0009	.0006	.0008	.0005	.0007	.0007

1980 NORTH CHANNEL — PARAMETER: SOLUBLE REACTIVE PHOSPHORUS (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	.0011	.0006	.0007	.0004	.0008	.0007
18	.0010	.0008	.0006	.0005	.0008	.0005
19	ICE	.0008	.0007	.0005	.0010	.0006
25	.0010	.0008	.0006	.0005	.0008	.0006

1980 GEORGIAN BAY — PARAMETER: SOLUBLE REACTIVE PHOSPHORUS (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/04/24. TO 80/04/27.	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	.0006	.0007	.0008	.0011	.0008	.0004
2	.0008	.0007	.0006	.0003	.0012	.0004
3	.0009	.0008	.0006	.0004	.0007	.0004
4	.0009	.0005	.0006	.0003	.0008	.0004
5	.0006	.0006	.0007	.0004	.0008	.0003
6	.0004	.0006	.0006	.0003	.0006	.0003
7	.0006	.0006	.0007	.0004	.0006	.0004
8	.0006	.0004	.0005	.0003	.0006	.0003
9	.0006	.0004	.0006	.0005	.0006	.0003
10	.0007	.0005	.0007	.0003	.0006	.0004
25	.0007	.0005	.0006	.0004	.0007	.0004

Levels of TP were low throughout the system, averaging 5.0 μg/L P (area-weighted mean) in the surface waters of Lake Huron and 4.2 μg/L P in Georgian Bay for the period April to November, suggesting that Lake Huron and Georgian Bay are oligotrophic (Dobson *et al.*, 1974). In contrast, concentrations in Lake Ontario are nearly three times higher, averaging 14.0 μg/L P (Neilson, 1983). The highest zone area-weighted mean values in Lake Huron were observed in April in the vicinity of St. Marys River (zone 5, 6.2 μg/L P), the Straits of Mackinac (zone 6, 7.4 μg/L P), Cheboygan (zone 7, 7.1 μg/L P) and the Ontario shore of southern Lake Huron (zone 13, 7.9 μg/L P). There are, in fact, several significant inputs along the Ontario shore of southern Lake Huron. These include the towns of Grand Bend, Bayfield, Goderich, Port Albert and Kincardine as well as the Bayfield, Maitland and Ausable rivers. Although it is difficult to differentiate between the effects of the tributaries and municipal discharges, it is evident from Figures 13 and 14 that these inputs are having an adverse impact on the adjoining waters. The Upper Lakes Reference Group (1977) noted high phosphorus levels offshore of Goderich and the Maitland River and indicated that spring peak loadings of both phosphorus and nitrogen were four to five times greater than in 1966. In comparing 1980 results to the baseline condition established in 1971, it would appear that no improvement in water quality has occurred and, in fact, conditions may have deteriorated.

Water quality in the nearshore waters along the Michigan shoreline showed two principal areas of degradation: offshore of Lexington, Michigan, and waters influenced by outflow from Saginaw Bay. In fact, the single highest total phosphorus concentration of the 1980 survey, 13.2 μg/L P, was reported at the station immediately offshore of Lexington. Substantial improvement since 1971 of water quality in the vicinity of Saginaw Bay was evident. In 1971, values in excess of 10 μg/L P were common offshore and south of Saginaw Bay, whereas in 1980 the highest value noted was 9.6 μg/L P and only at station 94 during the first cruise. Another area showing notable improvement in 1980 was Thunder Bay, Lake Huron, receiving inputs from Alpena, Michigan, and the Thunder Bay River, with a maximum observed value of 7.2 μg/L P in 1980 as compared with 10.4 μg/L P in 1971.

As would be anticipated from the distribution of conductivity, TP concentrations in the North Channel were reflective of three different water masses. Zone 18, receiving substantial inflow from Lake Huron through False Detour Channel and Mississagi Strait, exhibited nutrient levels characteristic of Lake Huron with an area-weighted average concentration of 5.0 μg/L P during the study period compared with 4.8 μg/L P in zone 1 of Lake Huron. The slightly higher levels reported in zone 18 were likely due to inputs from the Serpent and Spanish rivers (Fig. 14), the only principal tributaries to the North Channel other than the St. Marys River. Zone 19, despite receiving some inflow from zone 1 of Georgian Bay where TP concentrations averaged 4.3 μg/L P from April to November, had markedly higher levels at 5.3 μg/L P, indicating that minor local sources were present. Most distinctive were the consistently high values of TP reported in zone 17, owing to inputs from the St. Marys River. The average area-weighted TP concentration during the study period was 6.4 μg/L P, the highest zonal average reported in the entire Lake Huron–Georgian Bay system. Considering an average monthly flow of approximately 2200 m^3/s from the St. Marys River in 1980 (P. Yee, personal communication), this represents a substantial loading of phosphorus to Lake Huron, presumably owing to inputs from Sault Ste. Marie, Ontario, and Sault Ste. Marie, Michigan.

The highest average concentration from April to November in Georgian Bay was in zone 9 at 4.9 μg/L P (area-weighted mean). While this value is only marginally higher than the 4.8 μg/L P average concentration of zone 1 in Lake Huron, it represents a 22% increase over the open water zone (zone 10) of Georgian Bay. As is apparent in Figures 15 and 16, these elevated values derived from inputs from the French River, the principal tributary to Georgian Bay. During the first two cruises, high values offshore of the French River (15.3 and 9.4 μg/L P, respectively) were related to its flow regime during spring thaw. Two weeks prior to the April cruise (8022501), a sudden thaw increased the flow from 120 m^3/s to 460 m^3/s within seven days (Environment Canada, 1981). This decreased slightly to 380 m^3/s during the first two cruises in April and May. By June (cruise 8022503), the flow had decreased by more than half to 170 m^3/s, with values offshore consequently declining to 6.8 μg/L P. By July (cruise 8022506), an average flow of 80 m^3/s was attained and no impact of river discharge was apparent in the bay.

Zone 8 also demonstrated elevated TP concentrations relative to zone 10, particularly during the May cruise (8022502) (Fig. 16). This shallow area is characterized by myriad bays and inlets and is likely subject to considerable sediment resuspension as well as domestic waste inputs from a thriving cottage industry. Zone 7, receiving inputs from Penetanguishene, Midland, Meaford and the Severn River, also exhibited levels which, during the study period, averaged 14% higher than zone 10 levels. Waters adjacent to Collingwood (zone 5), identified as sites of local enrichment by the Upper Lakes Reference Group (1977), had average TP concentrations only slightly (7%) higher than offshore levels despite being the location of the two largest municipal treatment plants discharging to Georgian Bay

(IJC, 1979). This represents a slight improvement over conditions in 1974 (ULRG, 1977; Warry, 1978b).

Total filtered phosphorus (TFP) comprised approximately 50% of total phosphorus at an area-weighted mean value of 2.4 μg/L P in Lake Huron and the North Channel and 2.1 μg/L P in Georgian Bay averaged over the six cruises. There was no strong linear relationship between TP and TFP during any cruise in Lake Huron and Georgian Bay. Furthermore, TFP concentrations showed considerably less variability than TP concentrations, indicating that the two parameters were not controlled by similar environmental mechanisms. Besides showing little spatial variation, TFP concentrations showed little seasonal variation. There was no appreciable summer depletion that could be associated with phytoplankton uptake. This contrasts with the 1974 results of Warry (1978b) for Georgian Bay, who reported at least a 50% decrease in TFP concentrations from April to May.

Unlike total filtered phosphorus, total particulate phosphorus (calculated as TP-TFP) was highly correlated with TP ($r > 0.90$) during all cruises in Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, indicating a strong association between the two parameters. Lakewide, TPP concentrations averaged approximately 50% of TP concentrations. Zones showing the largest variation in TPP:TP ratios (0.25 to 0.67) were the nearshore zones and, in particular, the zones in southern Lake Huron, areas most subject to sediment resuspension, tributary inputs and phytoplankton development. Maximum TPP:TP ratios were observed in the spring, whereas minimum ratios were found in the summer. The causes of the ratios were a decline in tributary inputs resulting in decreased particulate loadings, a decline in phytoplankton growth resulting in reduced assimilation, and settling of particulate matter into the hypolimnion.

A similar pattern was observed in Georgian Bay with a spring maximum ratio of 0.70 for zone 8 and summer minimum of 0.29 for zone 2. The rapid increase in the average TPP:TP ratio observed from April to May in 1974 (from approximately 0.27 to 0.55), and attributed to rapid phytoplankton uptake (Warry, 1978b), was not observed in 1980.

In both Lake Huron and Georgian Bay, the TPP:TP ratio, when regressed against TP, demonstrated an increasing correlation and slope that were maximal during the July cruises (8022506 and 8022207) and declined thereafter. This indicated that during the summer period, the TPP:TP ratio was proportional to TP concentrations (i.e., at higher TP levels, TPP was proportionately higher). Examination of the data revealed that two dominant processes were responsible for phosphorus distributions during these cruises. Those stations exhibiting higher TP concentrations during the July cruise in general showed little depletion since the spring cruises and, in many instances, actually showed an increase. These were the areas most subject to anthropogenic and tributary inputs and, consequently, received relatively high particulate loadings. The lower TP values appeared to be due primarily to phytoplankton assimilation, with subsequent losses caused by settling of particulate matter. Those areas exhibiting the lowest TP concentrations were likely subject to more intensive depletion. During the other cruises, any relationship was masked by other processes such as sediment resuspension and deep vertical mixing of the water column in the absence of a thermocline.

Soluble reactive phosphorus (SRP) constituted approximately 30% of the TFP and 15% of the TP at area-weighted mean values of 0.9 μg/L P in Lake Huron and 0.7 μg/L P in Georgian Bay during the spring. Maximum values of 1.1 μg/L P (area-weighted mean) in Lake Huron were reported in zones 2 and 10, presumably a remnant of winter circulation and low phytoplankton abundance. High concentrations observed during the April cruise (8022201) in the North Channel (1.1 μg/L P) were caused by inputs from the St. Marys River, and in zone 12 in May (cruise 8022202) (1.0 μg/L P), by elevated levels offshore of Lexington, Michigan.

During July, when chlorophyll *a* concentrations (i.e. phytoplankton standing crop) were at a minimum, implying nutrient limitation, minimum levels of SRP were reported for both Lake Huron (0.5 μg/L P) and Georgian Bay (0.4 μg/L P). The open lake zones of Lake Huron (zones 1 and 2) and Georgian Bay (zone 10), least subject to nearshore influences, showed depletions relative to spring maximums of 50% and 57%, respectively. Although enrichment studies demonstrated that summer phytoplankton populations are limited by phosphorus availability (Schelske *et al.*, 1974), SRP concentrations never decreased to less than 0.2 μg/L P. This is indicative of the oligotrophic state of Lake Huron and Georgian Bay, as more eutrophic systems, such as Lake Ontario, have summer minimums below detectable (0.1 μg/L P) levels (M. Neilson, personal communication).

With the onset of fall turnover and the resulting entrainment of hypolimnetic waters, surface SRP values increased again to an area-weighted mean value of 0.7 μg/L P in both Lake Huron and Georgian Bay. The resulting SRP:TFP and SRP:TP ratios were, respectively, 27% and 18% for Lake Huron and 34% and 18% for Georgian Bay, similar to spring conditions.

Nitrogen

The principal sources of nitrogen to a lake are atmospheric loading, nitrogen fixation, and inputs from surface and groundwater drainage. Balancing these inputs are losses from effluent outflow, bacterial denitrification and sedimentation. Atmospheric loading contributes substantially more nitrogen (37%) to the total load of Lake Huron than it does phosphorus (14%) (ULRG, 1977). Since this source is essentially uncontrollable, and since phytoplankton growth is limited by phosphorus availability, no control measures for nitrogen inputs exist.

Of the numerous forms of nitrogen occurring in fresh water, four were measured: nitrate + nitrite, ammonia, total Kjeldahl nitrogen (TKN) and total particulate nitrogen (TPN). Nitrogen as (NO_3+NO_2) and NH_3 is readily available for assimilation by photoplankton. Total Kjeldahl nitrogen (excluding NH_3) is a measure of the total organic nitrogen, both particulate and dissolved, including products of biological processes such as amino acids, polypeptides and proteins. Total particulate nitrogen was collected as a biomass indicator and therefore will be discussed under the heading Phytoplankton Indicators.

Area-weighted mean values of (NO_3+NO_2), NH_3 and TKN, respectively, for Lake Huron, North Channel and Georgian Bay are given in Tables 9, 10 and 11. Nitrate + nitrite concentrations, averaged over the six cruises, were greater in Lake Huron (274 µg/L N) and the North Channel (271 µg/L N) than in Georgian Bay (253 µg/L N). The highest area-weighted values (greater than 300 µg/L N) reported for 1980 were in the nearshore zones of southern Lake Huron, specifically zones 11, 12, 13 and 14, between April and June. The shoreline of southern Lake Huron is composed mainly of sedimentary rock, which is high in inorganic nitrogen (Sly and Thomas, 1974). Weathering of this material, therefore, would contribute to the elevated levels of (NO_3+NO_2) in these southern waters. In addition, it is apparent from the areal distribution maps in Figures 17 and 18 that these elevated levels were associated with spring snowmelt from tributaries. For example, concentrations

Figure 17. Isopleths of nitrate + nitrite (µg/L N) at 1 m, cruise 8022201.

Figure 18. Isopleths of nitrate + nitrite (µg/L N) at 1 m, cruise 8022202.

TABLE 9. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON — PARAMETER: NITRATE + NITRITE (MG/L) (FILTERED)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	.2883	.2828	.2956	.2524	.2396	.2982
2	.2978	.2751	.2943	.2612	.2359	.2732
4	.2939	.2872	.3079	.2716	.2485	.2530
5	.2810	.2779	.2671	.2139	.2321	.2871
6	.2640	.2413	.2463	.1949	.2246	.2366
7	.2766	.2607	.2705	.2367	.2127	.2775
8	.2769	.2423	.2619	.2173	.2100	.2350
10	.2910	.2865	.2929	.2478	.2234	.2591
11	.3035	.2957	.2904	.2532	.2299	.2379
12	.3302	.3031	.4161	.2970	.2348	.2501
13	.4168	.4377	.3576	.2845	.2425	.2700
14	.3226	.2828	.2812	.2493	.2470	.2614
15	.2560	.2734	.2807	.2531	.2534	.2714
16	.2887	.2815	.2821	.2481	.2524	.2973
25	.2975	.2845	.2965	.2541	.2363	.2719

1980 NORTH CHANNEL — PARAMETER: NITRATE + NITRITE (MG/L)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	.2940	.2886	.2677	.2352	.2693	.2894
18	.3012	.2894	.2857	.2518	.2554	.2811
19	ICE	.2295	.2124	.2256	.2124	.2350
25	.2976	.2815	.2710	.2435	.2542	.2770

1980 GEORGIAN BAY — PARAMETER: NITRATE + NITRITE (MG/L)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/04/24. TO 80/04/27.	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	.2353	.2375	.2103	.1748	.2068	.2433
2	.2528	.2825	.2530	.2163	.2360	.2801
3	.2668	.2823	.2697	.2449	.2410	.2777
4	.2811	.2824	.2773	.2423	.2413	.2719
5	.2747	.2820	.2722	.2470	.2362	.2661
6	.2807	.2833	.2644	.2409	.2319	.2596
7	.2728	.2541	.2363	.2224	.2170	.2430
8	.2709	.2619	.2502	.2067	.2261	.2544
9	.2519	.2452	.2257	.2175	.2313	.2730
10	.2769	.2781	.2600	.2301	.2307	.2690
25	.2699	.2702	.2560	.2273	.2296	.2643

TABLE 10. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1988 LAKE HURON — PARAMETER: FILTERED AMMONIA (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	88/04/13. TO 88/04/23.	88/05/09. TO 88/05/17.	88/05/27. TO 88/06/05.	88/07/18. TO 88/07/27.	88/09/08. TO 88/09/24.	88/10/22. TO 88/11/01.
1	.0017	.0019	.0016	.0011	.0015	.0015
2	.0025	.0015	.0024	.0028	.0012	.0025
4	.0024	.0014	.0022	.0038	.0028	.0049
5	.0026	.0018	.0016	.0028	.0012	.0010
6	.0017	.0014	.0017	.0010	.0010	.0010
7	.0013	.0020	.0018	.0010	.0013	.0020
8	.0014	.0014	.0032	.0040	.0012	.0030
10	.0025	.0013	.0033	.0030	.0015	.0040
11	.0037	.0017	.0024	.0050	.0025	.0040
12	.0047	.0012	.0039	.0070	.0053	.0060
13	.0019	.0021	.0019	.0060	.0021	.0052
14	.0016	.0016	.0032	.0040	.0012	.0041
15	.0024	.0020	.0010	.0020	.0010	.0025
16	.0017	.0013	.0015	.0010	.0017	.0013
25	.0023	.0016	.0022	.0030	.0017	.0027

1988 NORTH CHANNEL — PARAMETER: FILTERED AMMONIA (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	88/04/13. TO 88/04/23.	88/05/09. TO 88/05/17.	88/05/27. TO 88/06/05.	88/07/18. TO 88/07/27.	88/09/08. TO 88/09/24.	88/10/22. TO 88/11/01.
17	.0140	.0060	.0035	.0034	.0022	.0026
18	.0021	.0075	.0060	.0035	.0010	.0026
19	ICE	.0017	.0017	.0047	.0023	.0036
25	.0081	.0065	.0052	.0036	.0015	.0027

1988 GEORGIAN BAY — PARAMETER: FILTERED AMMONIA (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	88/04/24. TO 88/04/27.	88/05/18. TO 88/05/21.	88/06/05. TO 88/06/07.	88/07/27. TO 88/07/30.	88/09/16. TO 88/09/21.	88/11/02. TO 88/11/04.
1	.0026	.0019	.0020	.0035	.0010	.0022
2	.0020	.0019	.0002	.0021	.0010	.0010
3	.0022	.0020	.0010	.0032	.0010	.0010
4	.0024	.0017	.0010	.0010	.0010	.0010
5	.0025	.0024	.0010	.0016	.0010	.0020
6	.0024	.0014	.0010	.0029	.0010	.0020
7	.0023	.0020	.0020	.0026	.0012	.0040
8	.0026	.0024	.0010	.0031	.0010	.0010
9	.0073	.0020	.0010	.0029	.0010	.0010
10	.0021	.0017	.0010	.0022	.0010	.0020
25	.0027	.0020	.0010	.0026	.0010	.0020

TABLE 11. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON — PARAMETER: TOTAL KJELDAHL NITROGEN (MG/L) (UNFILTERED)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	.1882	.1440	.0970	.1460	.1777	.1553
2	.1712	.1553	.1092	.1633	.1839	.1671
4	.1709	.1483	.1272	.1625	.1995	.1799
5	.1942	.1395	.1003	.1124	.1706	.1516
6	.2035	.1213	.1232	.1147	.1500	.1820
7	.1910	.1410	.0965	.1136	.1524	.1507
8	.1610	.2269	.1235	.1697	.2309	.2052
10	.1890	.2072	.1124	.1639	.1680	.2076
11	.1920	.1797	.1356	.1642	.1803	.2345
12	.1702	.1660	.1676	.1900	.1734	.2667
13	.1670	.1090	.1240	.1006	.1020	.1857
14	.1619	.1939	.1124	.1673	.1677	.1506
15	.2173	.1172	.1172	.1551	.1643	.1395
16	.1740	.1595	.0932	.1390	.1990	.1319
25	.1701	.1505	.1116	.1556	.1825	.1719

1980 NORTH CHANNEL — PARAMETER: TOTAL KJELDAHL NITROGEN (MG/L)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	.2100	.1500	.0990	.1512	.1560	.1362
18	.1730	.1570	.1260	.1505	.1800	.1730
19	ICE	.1200	.1470	.1367	.1909	.1402
25	.1915	.1500	.1200	.1490	.1741	.1592

1980 GEORGIAN BAY — PARAMETER: TOTAL KJELDAHL NITROGEN (MG/L)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/04/24. TO 80/04/27.	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	.1589	.1230	.1300	.1350	.1839	.1744
2	.1399	.1403	.1136	.1547	.1687	.1275
3	.2340	.1800	.1054	.1752	.1836	.1474
4	.2269	.1530	.1476	.1350	.1624	.1604
5	.1561	.1301	.1419	.1310	.1663	.2091
6	.2004	.1345	.1197	.1326	.1470	.2355
7	.1767	.2049	.1543	.1631	.1844	.1669
8	.1770	.1656	.1535	.1672	.1605	.1542
9	.1900	.1464	.1439	.1392	.1734	.1549
10	.1755	.1455	.1290	.1432	.1661	.1603
25	.1830	.1450	.1344	.1400	.1676	.1674

offshore of the Ausable River were consistently high in the spring, reaching a maximum of 765 μg/L N at station 3 by the June cruise.

Consistently lower values of (NO_3+NO_2) were observed in zones 6, 7 and 8 of Lake Huron. While inputs into these zones from Lake Michigan, Little Black River and Thunder Bay River were relatively reduced in nitrate content, thereby contributing to the low observed values, phytoplanktonic assimilation of dissolved inorganic nitrogen was undoubtedly a contributing factor, attested to by the elevated chlorophyll concentrations observed in these areas throughout the study period (Tables 13 and 14).

The high levels of nitrate observed in Lake Huron have been attributed to inputs from Lake Superior (Lin and Schelske, 1981; Schelske and Roth, 1973). Although such inputs are likely to be a contributing factor to ambient concentrations, it is unlikely, considering the complexity of the nitrogen cycle and the numerous other sources in the lake, that they are the predominant cause. In fact, if ambient concentrations were merely a result of partitioning between Lake Michigan and Lake Superior inputs, then levels in zone 1 of Lake Huron should be approximately 60 μg/L N lower.

The distribution of nitrate + nitrite in the North Channel was similar to that reported by Warry (1978a), with a concentration gradient from high to low moving from west to east. The elevated concentrations observed in the west were a result of inputs from the St. Marys River. However, the maximum station concentration observed in zone 17 was only 307 μg/L N, considerably less than values reported in southern Lake Huron. Substantial input of (NO_3+NO_2) to the North Channel was also contributed by the Serpent River, where a maximum concentration of 345 μg/L N was observed at station 79 in June. Concentrations of (NO_3+NO_2) in zone 19 were considerably less than zones 17 and 18 as a result of influx of waters low in nitrate from Georgian Bay.

Nitrate + nitrite levels averaged approximately 7% less in Georgian Bay than in Lake Huron during the study period. Unlike Lake Huron, large point source inputs of (NO_3+NO_2) are lacking in Georgian Bay. There was, however, a distinct southwest to northeast gradient in concentration apparent during all cruises. The higher values in the southwest, in particular zones 3, 4, 5 and 6, were a result of drainage through the sedimentary rock of this shoreline, as well as water mass exchange with Lake Huron. Low values observed along the north and east coasts reflected the low nitrogen content of drainage through the shield rock of this coast and were particularly apparent offshore from the French River.

Ammonia levels were low throughout most of the Lake Huron-Georgian Bay system, ranging from 1 to 7 μg/L N (area-weighted zone surface values). Unlike other nutrients, ammonia levels in the epilimnion reached their maximum in the summer in most zones. This was particularly evident in the more productive zones in southern Lake Huron, where levels increased up to 7 μg/L N. Several processes are responsible for this increase, but it is difficult to differentiate between their relative impacts. During July (cruises 8022207 and 8022506), phytoplankton development, indicated by chlorophyll *a* levels, was at a minimum. This decline, accompanied by an increase in the detrital fraction, probably resulted in increased heterotrophic decomposition in the relatively shallow (5 m), warmer epilimnion. In addition, tributary inputs are at a minimum during this period (Environment Canada, 1981), and as such, industrial and, particularly, municipal discharges have a considerably greater impact on the shallow, epilimnetic waters.

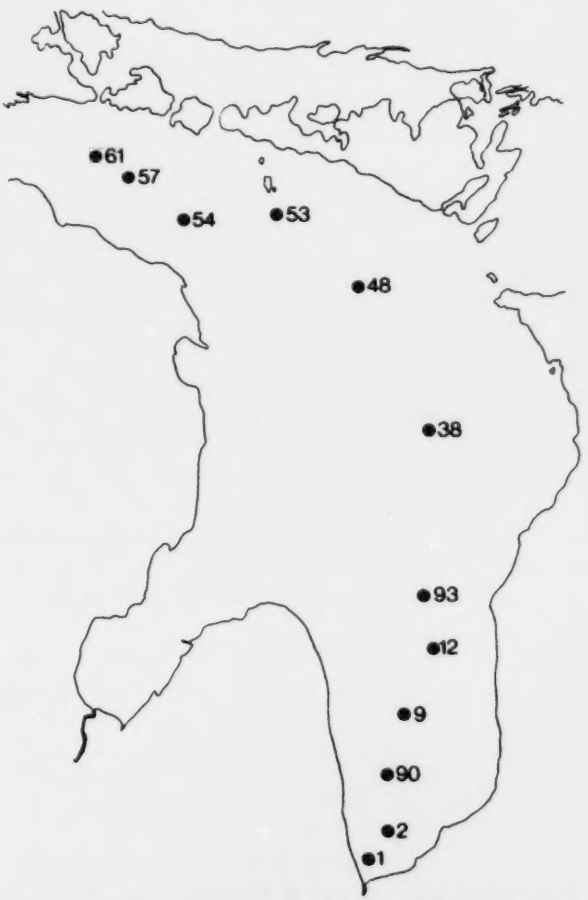


Figure 19. Midlake transect selected for determination of vertical temperature structure.

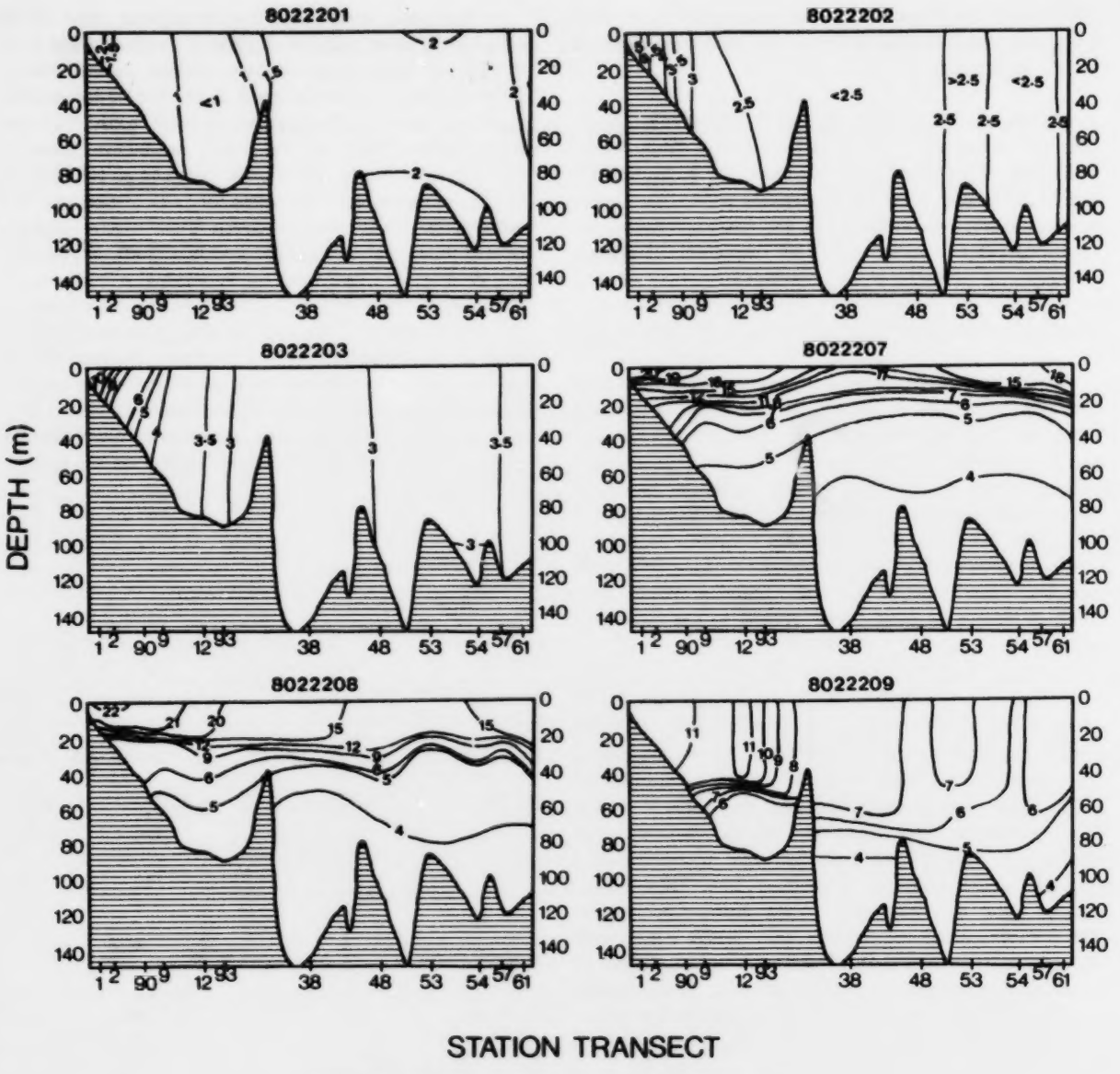


Figure 20. Cross-sectional temperature profile of Lake Huron.

The highest ammonia concentrations were observed in zone 17 of the North Channel, where a maximum area-weighted value of 14 μg/L N was reached during the first cruise. These elevated levels could be attributed to industrial discharge from Algoma Steel Corporation and municipal discharge from both sewage treatment plants in Sault Ste. Marie, Ontario, and Sault Ste. Marie, Michigan. Considerable improvement in ammonia levels, relative to those reported in 1974 (Warry, 1978b), has been noted in the North Channel. According to Warry (1978b), an average concentration of 13.0 μg/L N was observed in zone 17 from May to October 1974. During a similar period in 1980, concentrations averaged 3.7 μg/L N, representing a 72% decrease.

Total Kjeldahl nitrogen is made up of dissolved organic nitrogen (DON), particulate organic nitrogen (PON) and ammonia and consequently can be related to both incidences of organic pollution and the dynamics of the plankton biomass. In most instances, ammonia contributed

less than 2% to TKN, except in the vicinity of the St. Marys River, where it contributed up to 18%, again highlighting the degree of contamination in the river. Correcting for ammonia gives total organic nitrogen (TON) of which, for average lake conditions, DON usually constitutes approximately 80% (Wetzel, 1975). The ratio of DON to PON was investigated in this study by subtracting total particulate nitrogen (TPN) from TKN (corrected for ammonia). This can only be considered an approximation, as TPN samples were collected using a 20-m integrating sampler, while TKN samples were collected using a discrete sampler.

Lake Huron results were consistent with the average conditions reported by Wetzel (1975), with DON constituting, on the average, 79% to 82% of TON during all but the June cruise. During this particular cruise, the DON fraction decreased to 69% of TON. The relatively small ratio of PON to DON is indicative of oligotrophic conditions (Wetzel, 1975). Several stations did show values characteristic of eutrophic conditions, with PON to DON ratios approaching 1:1, specifically those stations in zones 6, 8, 11, 12 and 13.

Results were similar in Georgian Bay, with DON contributing 79% to 86% of TON during all cruises. Again, several stations showed values indicative of more eutrophic conditions, although not as severe as in Lake Huron. Stations indicative of the most eutrophic conditions were usually in the shallowest nearshore zones, specifically 1, 7, 8 and 9.

While the ratio of particulate organic nitrogen to dissolved organic nitrogen gives a general index of trophic status, absolute concentrations of TKN are useful in identifying areas receiving excessive organic pollution. Total Kjeldahl nitrogen concentrations exhibited a consistent seasonal trend, with maxima in the early spring and fall and a distinct minimum in late spring. In most instances, zones reporting the largest PON:DON ratios exhibited the highest TKN values, with surface station values being more than twice the lake-wide area-weighted mean values. Specific areas in Lake Huron and the North Channel reporting high TKN values were stations directly offshore of Grand Bend, Goderich, Bayfield and Southampton in Ontario, and Lexington, Harbour Beach/Saginaw Bay and Alpena in Michigan, as well as in the vicinity of the Straits of Mackinac, the St. Marys River and the Serpent and Spanish rivers. In Georgian Bay, stations reporting elevated TKN values were at the Lake Huron/Georgian Bay interface, offshore of the French River, the southwest portion of Nottawasaga Bay and in the area of Penetanguishene and Midland. Most of these areas are proximate to the most developed regions of the basin and, as such, reflect increased municipal and industrial discharges.

Silica

Diatoms are the dominant phytoplankton taxa in Lake Huron (Munawar and Munawar, 1979), often accounting for more than 90% of the species (Lin and Schelske, 1981). This algal group is unique in its requirement for silica as a cell wall constituent (Happey, 1970a,b) and consequently can effect pronounced changes on the dissolved silica distribution in the trophogenic zone of Lake Huron and Georgian Bay.

Table 12 summarizes the area-weighted mean surface values of soluble reactive silica (SRS) for Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay. Lake Superior, via the St. Marys River, was by far the principal source of soluble reactive silica at levels in excess of 2 mg/L SiO_2 throughout the study period. In contrast, SRS concentrations in the remaining surface waters of Lake Huron, while exhibiting large spatial and temporal variation, were generally less than 1.6 mg/L SiO_2. As discussed previously, SRS was the only nutrient, in the presence of the thermal bar, to be consistently and significantly depleted in the nearshore regions of Lake Huron. This depletion occurs in response to rapid phytoplankton growth in the warmer waters. By July, area-weighted mean surface levels of SRS in the open waters of the lake had decreased by 20%, from 1.5 mg/L SiO_2 to 1.2 mg/L SiO_2, but were still elevated relative to the nearshore. This nearshore-offshore gradient appeared largely as a result of the anticyclonic circulation pattern of the epilimnion, which maintains a separation of the two water masses.

Zone 12 in Lake Huron reported the lowest area-weighted mean surface value (0.671 mg/L SiO_2) of all the zones. However, the minimum single station values were found at stations 63 and 64, in the vicinity of the Straits of Mackinac, where concentrations at 1 m were 0.360 and 0.340 mg/L SiO_2. Levels of silica less than 0.5 mg/L are generally considered limiting to diatom growth (Wetzel, 1975). These low concentrations are due to inputs from Lake Michigan, where summer epilimnetic values fall within this range (Rockwell *et al*., 1980).

The September (8022208) whole lake area-weighted surface silica values decreased 39% from the maximum levels observed in the spring, owing to both widespread horizontal mixing and an increase in phytoplankton standing crop associated with the onset of fall turnover. Continued inputs from Lake Superior and, in particular, entrainment of enriched hypolimnetic waters were responsible for the increasing levels observed during the next cruise (8022209).

As expected, the concentrations of SRS in the North Channel were considerably greater than in Lake

TABLE 12. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON — PARAMETER: SOLUBLE REACTIVE SILICA (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/10. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	1.5254	1.5102	1.5194	1.1595	.8879	1.3431
2	1.5360	1.4724	1.4730	1.1973	.9097	1.2120
4	1.4956	1.4107	1.3841	1.0824	.9036	1.0041
5	1.6273	1.6335	1.7304	1.0164	1.1131	1.4096
6	1.5190	1.2106	1.4564	.7502	1.0245	1.3202
7	1.5566	1.4250	1.5639	1.1567	.7345	1.4239
8	1.4731	1.2847	1.1720	.9376	.7878	1.0150
10	1.4790	1.4856	1.2488	1.0602	.8810	1.1499
11	1.2938	1.1618	1.0318	.8930	.8805	1.0842
12	1.3989	1.2987	.9541	.6787	.8769	1.1300
13	1.4481	1.1891	.9085	.7902	1.0804	1.2039
14	1.4788	1.2596	1.1533	.9052	1.0016	1.1813
15	1.4229	1.3579	1.2977	.9272	.9744	1.2893
16	1.5201	1.5158	1.4351	1.1278	.9908	1.4688
25	1.5069	1.4381	1.3967	1.0705	.9170	1.2398

1980 NORTH CHANNEL — PARAMETER: SOLUBLE REACTIVE SILICA (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/10. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	2.1210	2.0745	1.9625	1.7501	1.724	1.7402
18	1.8810	2.1241	2.0577	1.5801	1.4693	1.7428
19	ICE	1.7908	1.5389	1.4520	1.5606	1.9410
25	2.0014	2.0669	1.9632	1.6154	1.5588	1.7672

1980 GEORGIAN BAY — PARAMETER: SOLUBLE REACTIVE SILICA (MG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/04/24. TO 80/04/27.	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	1.4859	1.2976	1.2038	1.0929	1.0287	1.4413
2	1.1889	1.2108	1.0981	.9632	.9541	1.3127
3	1.2295	1.2147	1.1282	.9187	.9288	1.2715
4	1.2365	1.1906	1.1588	.9545	.8942	1.1732
5	1.1877	1.1612	1.0701	.9715	.8558	1.0745
6	1.2184	1.1536	.9948	.8659	.8261	1.0531
7	1.1960	1.2893	1.1048	.7838	.8648	1.0403
8	1.1941	1.2046	1.0982	.7438	.8828	1.1197
9	1.5243	1.4854	1.3866	.8712	.9438	1.2753
10	1.2239	1.1982	1.1351	.9111	.8523	1.1584
25	1.2532	1.2271	1.1387	.8989	.8854	1.1765

Huron, owing to inputs from Lake Superior. A summer minimum of SRS was observed caused by phytoplankton utilization and water mass exchange with Lake Huron but was never less than 1.3 mg/L SiO_2.

Spring levels of SRS in Georgian Bay were 17% less than in Lake Huron and exhibited considerably less spatial variation. The only apparent inputs were from the North Channel (zone 1) and the French River (zone 9). Epilimnetic depletion of SRS, while evident, was not as pronounced as that observed for Lake Huron. Based on area-weighted surface (1 m) values, the largest summer decrease in Georgian Bay was observed in zone 9 (43%), reflecting both biological utilization and reduced summer discharge from the French River. Over the whole lake, however, the summer minimum represented only a 29% depletion.

The increasing concentrations of soluble reactive silica observed during the final cruise throughout Lake Huron and Georgian Bay were within 18% of spring levels, yet the water column was not entirely isochemical. These results corroborate those of other workers who report that most of the biogenic silica is recycled annually both in the hypolimnion and at the sediment-water interface (Conway *et al.*, 1977; Marmorino *et al.*, 1980).

Oxygen

Oxygen exhibited an orthograde distribution in Lake Huron and Georgian Bay indicative of oligotrophic lakes (Wetzel, 1975). Concentrations were high throughout the study period, ranging from 7.9 to 15.5 μg/L. In general, oxygen saturation levels were in excess of 90%. Samples that had lower saturation levels were, for the most part, confined to the (bottom -2 m) sampling depth during the stratified period.

The hypolimnetic oxygen deficit is related to phytoplankton productivity, suggesting that it can be used as an indication of lake trophic status (Hutchinson, 1957). Further, the linear development of this deficit indicates that, while hypolimnetic oxygen consumption may not be sensitive to brief changes in productivity, it does serve to integrate the total impact of allochthonous and autochthonous inputs from the epilimnion (Lasenby, 1975). Hutchinson (1957) originally considered that expression of the deficit on an areal basis (Areal Hypolimnetic Oxygen Deficit, AHOD) would largely eliminate morphometric effects. However, Charlton (1980) found both areal and volumetric expressions of the hypolimnetic oxygen deficit in the Great Lakes to be related to lake morphology by a dependence on hypolimnion thickness. He concluded that the AHOD depends upon mean hypolimnion thickness, temperature and productivity. Based on this, a predictive equation for AHOD was derived from available Great Lakes data that would permit interlake and interbasin comparisons:

$$AHOD = 4.09 \left(fChla \frac{\bar{Z}}{50 + \bar{Z}} 2^{((\bar{T}-4)/10)}\right) + 0.07$$

where $\bar{Z}$ = mean hypolimnion thickness,
$\bar{T}$ = mean hypolimnion temperature, and
Chla = chlorophyll *a* concentration.

$$fChla = \frac{1.15 \times Chla^{1.33}}{9 + 1.15\ Chla^{1.33}}$$

Both calculated and observed AHODs were determined on Lake Huron and Georgian Bay to evaluate the effects of productivity.

Prior to deriving the AHOD for Lake Huron, it was necessary to investigate the influence of the major basins on hypolimnetic development. For this purpose, a mid-lake transect (Fig. 19) was selected and the vertical temperature distribution at these stations was plotted for each cruise. Figure 20 shows the temperature isobars during the first three cruises to be mostly vertical, indicating nonstratified conditions. However, by the fourth cruise (July), thermal stratification was established and an apparent separation of the hypolimnion into basins occurred. This phenomenon continued throughout the two subsequent cruises, dividing the hypolimnion into at least three relatively distinct basins.

Derivation of the AHOD for each of the three basins (arbitrarily named the northern, central and southern basins) was based on a representative station within each basin for which detailed oxygen measurements were available. Georgian Bay was treated as one single basin. The observed and calculated AHODs ($g/m^2 \cdot d$) for these three basins and Georgian Bay are presented below:

	Lake Huron basins			
	South	Central	North	Georgian Bay
Observed	0.38	0.27	0.35	0.22
Calculated	0.36	0.34	0.51	0.27

Using Charlton's formula, the calculated AHOD values for the southern and central basin were similar, as would be expected, since these regions reported similar seasonal phytoplankton biomass levels (1.75 and 1.74 μg/L chlorophyll *a*, respectively). The calculated values were also similar to the observed values. In contrast, the calculated

AHOD (0.51 $g/m^2 \cdot d$) for the northern basin was much higher than the observed value (0.35 $g/m^2 \cdot d$). This shift to a more eutrophic value is unexpected, as this area exhibited even lower chlorophyll concentrations (1.59 $\mu g/L$) than the other two regions. It is possible that the proposed formula does not sufficiently compensate for the large hypolimnion thickness of the northern basin which, at 62 m, is roughly three times greater than that of the other basins. The calculated AHOD for Georgian Bay was the lowest at 0.27 $g/m^2 \cdot d$, in accordance with the chlorophyll results which, at 1.23 $\mu g/L$, were the lowest of all the basins.

There are two widely accepted scales which utilize AHOD as a measure of trophic status, i.e., those of Hutchinson (1967) and Mortimer (1941). According to Hutchinson, 0.17 $g/m^2 \cdot d$ is the upper limit of oligotrophy, and 0.33 $g/m^2 \cdot d$ is the lower limit of eutrophy. Mortimer offered a slightly different scale with 0.25 $g/m^2 \cdot d$ as the upper limit of oligotrophy and 0.55 $g/m^2 \cdot d$ as the lower limit of eutrophy. Based on these two scales, it would appear that Lake Huron is mesotrophic to mesotrophic/eutrophic, while Georgian Bay is in the oligotrophic/mesotrophic range.

Phytoplankton Indicators

Ultimately, the management of water quality requires an ability to evaluate phytoplankton biomass in relation to nutrient concentrations. Three indicators of phytoplankton biomass were included as part of the 1980 Lake Huron surveillance program: chlorophyll *a*, corrected and uncorrected, particulate organic carbon (POC) and total particulate nitrogen (TPN). The area-weighted mean values for uncorrected and corrected chlorophyll *a*, summarized by zone, are presented in Tables 13 and 14, respectively. Chlorophyll *a* (uncorrected) measures both phytoplankton and detrital chlorophyll *a*. Correcting for phaeopigment removes much of this detrital component, thereby providing an estimate of phytoplankton standing crop. Interpretation of corrected chlorophyll *a* concentrations is complicated by fluctuations in cellular chlorophyll content, owing to different species composition with differing growth rates, as well as nutritional state and seasonal differences in cellular chlorophyll content within a species (Lin and Schelske, 1981; Hunter and Laws, 1981). Both POC and TPN provide estimates of total seston, including phytoplankton, zooplankton, bacteria and detritus. Consequently, high percentages of non-living material can be included in their measurements. Evaluating phytoplankton biomass therefore becomes a question of assessing the interrelationships of these parameters.

The seasonal cycles of chlorophyll *a*, POC and TPN in the North Channel and most nearshore zones of Lake Huron and Georgian Bay were bimodal, with maxima occurring in spring and fall. The open lake zones of Lake Huron (zones 1 and 2) and Georgian Bay (zone 10), however, exhibited a unimodal distribution with a maximum in late spring or summer.

The timing and magnitude of the maxima and minima of the biomass indicators may be attributed to a combination of factors including light, temperature, nutrient availability and physical regime (e.g. turbulence) (Happey, 1970a,b; Tilzer and Goldman, 1978). Spring blooms of diatoms, as found in Lake Huron (Munawar and Munawar, 1979; Lin and Schelske, 1981), are common in oligotrophic dimictic lakes and usually occur immediately upon cessation of spring turnover, when nutrient availability is high and vertical mixing is reduced (Wetzel, 1975; Happey, 1970a,b). Due to differences in the rate of seasonal development, a pronounced nearshore-offshore gradient was observed in both Georgian Bay and, in particular, Lake Huron during the first three cruises (Figs. 24 to 27).

The magnitude of this gradient between the nearshore and offshore areas in Lake Huron was investigated in the presence of the thermal bar, using the same technique as that applied to the nutrient data except that data were log-transformed to produce a normal distribution. Results of this analysis demonstrated that chlorophyll *a* concentrations, both corrected and uncorrected, were significantly greater ($p < 0.05$) in the nearshore during the first and second spring cruises, but by June (cruise 8022203), offshore chlorophyll levels had increased to the extent that there was no significant difference across the thermal bar. In contrast, POC and TPN concentrations in the nearshore were significantly greater than offshore during the first and third cruises, but not during the second. The lack of a significant difference during the second cruise was due to decreasing levels in the nearshore, coupled with greater variability in the offshore samples, thereby reducing the ability to detect a real difference.

The lack of agreement between the chlorophyll results and those of POC and TPN occurred because the relationship between the three parameters, as exemplified in Figure 21, was not consistent during the study period. Correlation analysis of POC and TPN revealed a significant ($p < 0.01$) relationship between the two parameters throughout the year, indicating a relatively constant carbon to nitrogen ratio in the total particulate fraction. Neither parameter, however, showed a consistent relationship with chlorophyll *a*. The highest correlations ($r > 0.7$) were observed during the first and last cruises, when nutrient availability was high and the temperature structure was isothermal. This coincides with the period when deep mixing populations are both of larger species types and

TABLE 13. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON — PARAMETER: CHLOROPHYLL A UNCORRECTED (µG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	1.64	1.62	2.13	1.61	1.42	1.29
2	1.78	1.88	2.28	1.44	1.38	1.39
4	2.07	2.29	2.48	1.88	1.68	1.57
5	2.18	1.62	2.28	1.38	1.66	1.55
6	2.35	2.11	2.35	.93	1.76	2.24
7	1.99	1.75	2.32	1.89	1.72	1.69
8	1.82	2.09	2.87	1.45	2.86	2.52
10	1.86	2.88	2.12	2.88	1.29	1.78
11	3.27	2.57	2.32	1.58	1.69	3.81
12	2.68	4.25	2.18	.73	1.42	1.86
13	2.86	3.78	3.23	.68	1.64	2.13
14	2.27	2.38	2.57	.93	1.42	1.47
15	1.55	1.77	2.22	.83	1.28	1.48
16	1.98	1.67	2.88	1.37	1.49	1.29
25	1.97	2.82	2.27	1.36	1.49	1.58

1980 NORTH CHANNEL — PARAMETER: CHLOROPHYLL A UNCORRECTED (µG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	1.82	1.88	2.34	1.98	1.54	2.21
18	1.31	1.58	2.18	1.22	1.37	1.82
19	ICE	1.89	2.29	1.12	1.73	2.86
25	1.57	1.71	2.28	1.41	1.47	1.97

1980 GEORGIAN BAY — PARAMETER: CHLOROPHYLL A UNCORRECTED (µG/L) — DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/04/24. TO 80/04/27.	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	1.26	1.79	2.03	1.15	1.47	1.52
2	1.19	.98	1.11	.85	1.31	.88
3	1.15	1.09	1.17	.93	1.21	1.09
4	.94	1.03	1.25	.93	1.15	1.27
5	.98	1.02	1.28	1.14	1.21	1.24
6	1.11	1.23	1.59	.88	1.36	1.13
7	1.28	1.88	2.08	.93	1.74	1.85
8	1.45	1.53	1.73	1.27	1.34	1.53
9	1.46	1.65	1.94	1.20	1.40	1.32
10	1.20	1.18	1.32	.99	1.24	1.23
25	1.23	1.33	1.52	1.84	1.31	1.31

TABLE 14. AREA-WEIGHTED MEAN VALUES (1m) SUMMARIZED BY ZONE

1980 LAKE HURON

PARAMETER: CHLOROPHYLL A CORRECTED (µG/L)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
1	1.27	1.55	2.02	1.59	1.31	1.16
2	1.57	1.74	2.15	1.38	1.35	1.24
4	1.88	2.11	2.24	.98	1.63	1.36
5	1.57	1.58	2.13	1.39	1.52	1.41
6	1.96	1.92	2.22	.84	1.59	2.04
7	1.58	1.64	2.28	1.83	1.64	1.57
8	1.76	1.98	1.99	1.40	2.00	2.22
10	1.75	2.00	2.04	1.92	1.30	1.63
11	3.06	2.41	2.17	1.53	1.67	2.58
12	2.35	3.77	2.00	.95	1.41	1.59
13	2.67	3.56	2.91	.72	1.66	1.87
14	2.01	2.11	2.47	.93	1.39	1.31
15	1.41	1.77	2.17	.81	1.12	1.19
16	1.31	1.55	1.96	1.35	1.39	1.11
25	1.69	1.90	2.15	1.33	1.43	1.41

1980 NORTH CHANNEL

PARAMETER: CHLOROPHYLL A CORRECTED (µG/L)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
CRUISE DATES	80/04/13. TO 80/04/23.	80/05/09. TO 80/05/17.	80/05/27. TO 80/06/05.	80/07/18. TO 80/07/27.	80/09/08. TO 80/09/24.	80/10/22. TO 80/11/01.
17	1.40	1.82	2.26	1.81	1.43	1.96
18	1.15	1.50	2.02	1.22	1.30	1.68
19	ICE	1.90	2.36	1.00	1.64	2.00
25	1.28	1.65	2.13	1.37	1.38	1.81

1980 GEORGIAN BAY

PARAMETER: CHLOROPHYLL A CORRECTED (µG/L)
DEPTH: 1.0

CRUISE	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
CRUISE DATES	80/04/24. TO 80/04/27.	80/05/18. TO 80/05/21.	80/06/05. TO 80/06/07.	80/07/27. TO 80/07/30.	80/09/16. TO 80/09/21.	80/11/02. TO 80/11/04.
1	1.22	1.01	1.97	1.14	1.27	1.41
2	1.17	1.02	.93	1.02	1.00	.69
3	1.10	1.16	1.10	.90	1.00	.89
4	.88	1.01	1.20	.94	1.00	1.05
5	.87	1.00	1.21	1.06	1.16	1.10
6	1.05	1.20	1.56	.99	1.17	1.03
7	1.27	1.71	1.96	.95	1.55	1.34
8	1.33	1.49	1.70	1.10	1.27	1.42
9	1.44	1.75	1.86	1.21	1.31	1.23
10	1.12	1.15	1.24	.99	1.13	1.11
25	1.16	1.32	1.45	1.05	1.19	1.16

generally have an increased cellular chlorophyll content (D. Lean, personal communication). As the extent of stratification increased, the strength of the relationship between chlorophyll and either TPN or POC decreased, suggesting changes in the detrital and bacterial fractions and/or the cellular chlorophyll content.

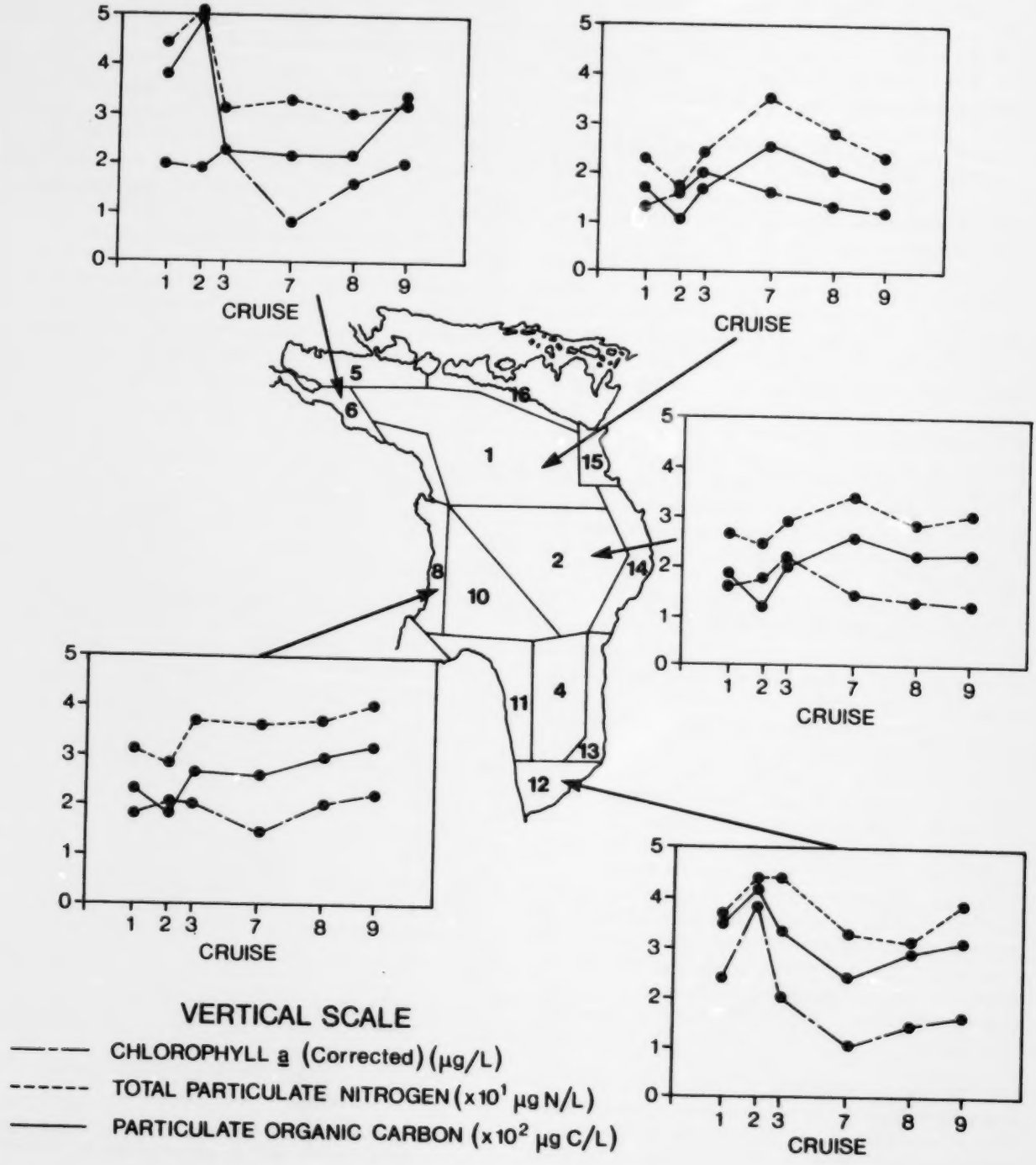


Figure 21. Phytoplankton biomass indicators.

To investigate these changes, the F-ratio (after Strickland, 1960) was calculated for each cruise. The F-ratio is calculated by performing a linear regression with POC as the dependent variable and chlorophyll *a* (corrected) as the independent variable. The slope of the regression is equivalent to the carbon to chlorophyll ratio in the phytoplankton, where a larger ratio is characteristic of a more rapidly growing population. The y-intercept represents that fraction of the POC found in the detritus.

Despite a variety of complicating factors in determining the F-ratio (cf. Banse, 1977), a consistent pattern in the data emerged in both Lake Huron and Georgian Bay. The ratio was maximal in the spring and fall when diatom populations were increasing (Munawar and Munawar, 1979). The ratio during cruise 8022501 on Georgian Bay was 122, decreasing rapidly to 63, then 45, during the subsequent two cruises. By cruise 8022507, the ratio had increased to 100 in conjunction with the fall phytoplankton bloom. The pattern was similar in Lake Huron with maximum ratios of 129 and 96 in the spring and fall and a summer minimum of 60 during cruise 8022207. When this procedure was repeated with TPN, a similar pattern was observed. Maximum ratios in Lake Huron and Georgian Bay were 14.3 and 15.8, respectively, in the spring and 12.7 and 17.2 in the fall, which corresponded to average carbon to nitrogen ratios in the phytoplankton of 9 and 8 in the spring and fall in Lake Huron, and 8 and 6 in Georgian Bay.

That fraction of the total particulate matter comprised of detritus, as determined by the F-ratio intercept, is shown in Figure 22 for both Lake Huron and Georgian Bay. While the concentration of particulate matter, as either POC or TPN, did not vary markedly throughout the year, the detrital fraction, expressed as a percentage, increased dramatically during the summer, rising from a spring minimum of roughly 14% in Lake Huron and 25% in Georgian Bay to approximately 70% in both during the fourth cruise. By the final cruise, detritus still constituted approximately 30% of the total particulate matter in Lake Huron, and 55% in Georgian Bay. When this detrital particulate matter was substracted from the total particulate matter, a much closer correspondence between chlorophyll *a* and both POC and TPN was observed (Fig. 23). It is only during the first two spring cruises, when phytoplankton development was extremely rapid, that the relationship broke down.

Due to the difficulties in relating POC and TPN concentrations strictly to phytoplankton biomass, chlorophyll *a* concentrations are most suitable for determining areas of elevated biomass in the lake. These results, summarized by zone, are presented in Tables 13 and 14. During the study period, average levels in Georgian Bay (1.23 µg/L) were less than those in Lake Huron (1.65 µg/L) and the North Channel (1.60 µg/L) over the whole lake. In general, concentrations were low (<2 µg/L) throughout the entire system, with offshore values in central and northern Lake Huron and central Georgian Bay being indicative of oligotrophic conditions (Wetzel, 1975).

The highest concentrations (>5 µg/L) were found only in the nearshore areas of southern Lake Huron, specifically offshore from Lexington, Grand Bend and Goderich, during the first two spring cruises. These levels are indicative of mesotrophic conditions (Dobson *et al.*, 1974). Moderate concentrations, ranging from 2 to 5 µg/L, were reported in the vicinity of the Straits of Mackinac, Saginaw Bay, Alpena, and the offshore waters of southern Lake Huron. In Georgian Bay, concentrations in this range were found in the vicinity of the North Channel/Georgian Bay interface, offshore of the French River and in the eastern reaches of the bay near Penetanguishene and Midland.

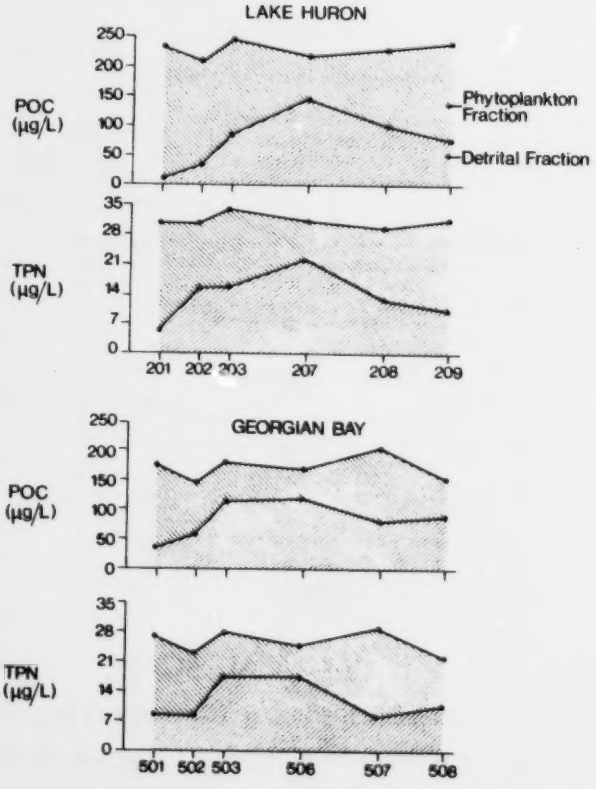


Figure 22. Seasonal changes in particulate organic carbon and total particulate nitrogen in phytoplankton and detrital fractions.

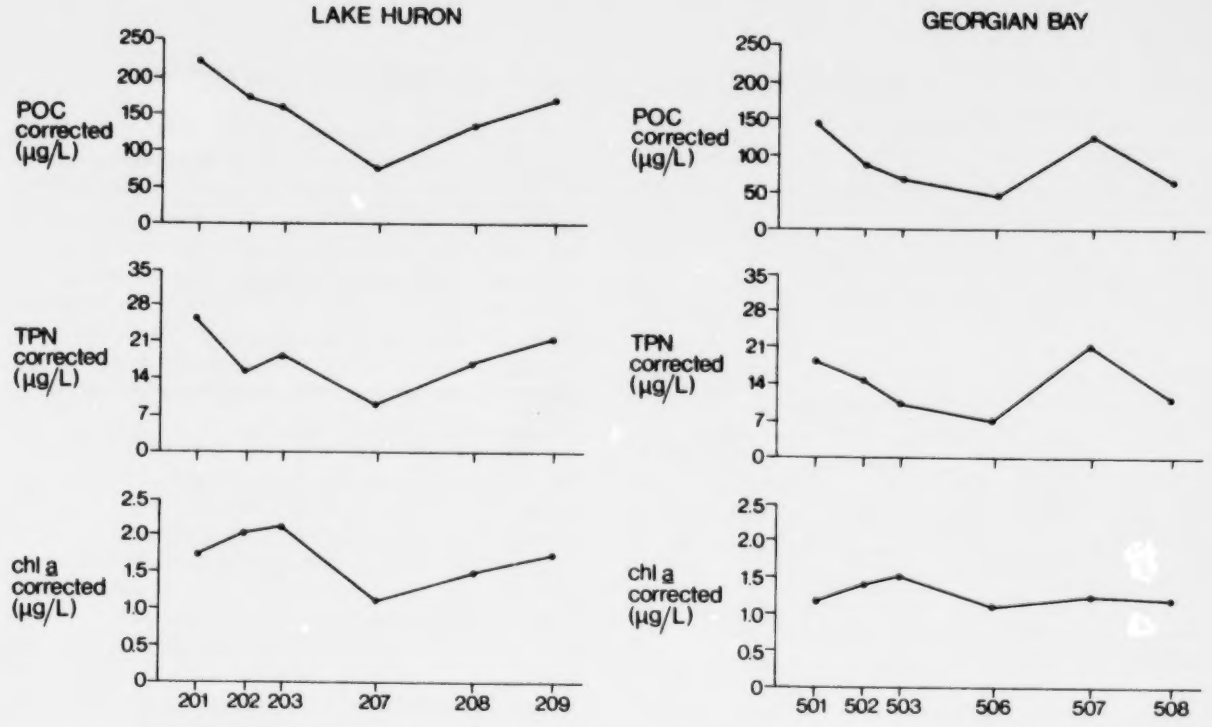


Figure 23. Seasonal pattern of corrected particulate organic carbon, total particulate nitrogen and chlorophyll *a*.

Figure 24. Isopleths of corrected chlorophyll *a* (µg/L) integrated to 20 m, cruise 8022201.

Figure 25. Isopleths of corrected chlorophyll *a* (µg/L) integrated to 20 m, cruise 8022202.

Figure 26. Isopleths of corrected chlorophyll *a* (μg/L) integrated to 20 m, cruise 8022501.

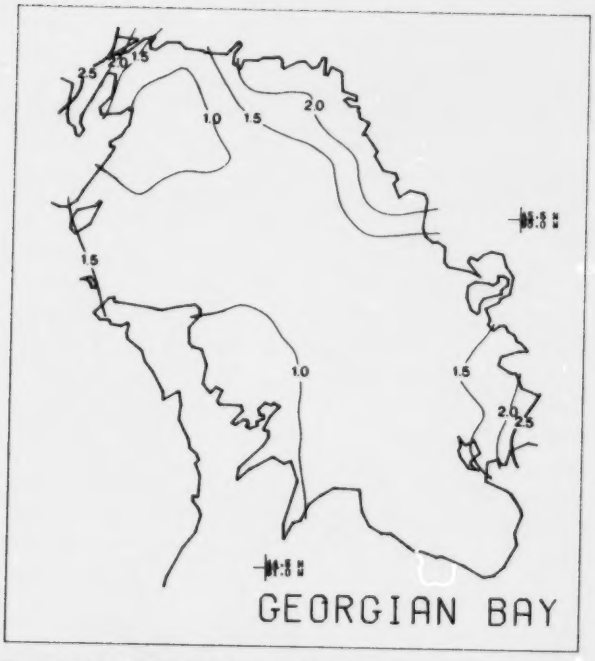


Figure 27. Isopleths of corrected chlorophyll *a* (μg/L) integrated to 20 m, cruise 8022502.

INTER-YEAR COMPARISONS

A principal objective of the 1980 Lake Huron intensive surveillance program was to document any change in water quality by comparing current results with the baseline data sets of 1971 and 1974. For the purpose of this comparison, only stations equally represented in both years were used to eliminate any bias associated with station locations. In total, 59 stations in Lake Huron and 44 in Georgian Bay were comparable. To eliminate bias further, statistical comparisons were performed on 1-m results on spring cruises, when conditions were isochemical.

Several confounding factors must be considered in the interpretation of trends or changes in spring water quality data. Principal among these are the characteristics of the thaw period, such as its timing and magnitude, which can greatly influence ambient concentrations in the nearshore waters. Other factors that can influence ambient concentrations between years are sediment-water exchange, such as resuspension due to wind-induced wave action, and intensity of incident solar radiation, which, as a determinant of phytoplankton growth, can indirectly influence nutrient concentrations. Complicating this interpretation are the improved analytical capabilities applied to the 1980 nutrient data. The varying influences of these factors necessitate that some subjective interpretation be applied to any statistical treatment of data. The mean and standard deviation for total phosphorus, nitrate + nitrite and soluble reactive silica for the 1971 and 1980 spring cruises on Lake Huron and 1974 and 1980 spring cruises on Georgian Bay are presented in Table 15. Comparisons for chlorophyll *a* were not included, as the sampling methodology changed between the years, with 1971 and 1974 data being based on discrete samples and 1980 data based on integrated samples.

When a t-test was performed comparing means of similar stations from cruises 7122201 (April 20-28, 1971) and 8022201 (April 13-23, 1980) in Lake Huron, total phosphorus demonstrated no significant ($p < 0.05$) change. However, an important difference between the total phosphorus data of 1980 and that of the baseline years was the variability associated with the mean. A large variability is indicative of elevated concentrations of phosphorus in the nearshore due to point source discharges and tributary inputs. The coefficient of variation, which expresses the standard deviation as a percentage of the mean, was 153% for total phosphorus for cruise 7122201, whereas for cruise 8022201 it was 52%. This indicates a marked decline in localized nearshore inputs of phosphorus, although improved analytical capability possibly contributed to this change.

TABLE 15. INTER-YEAR COMPARISONS

STUDY AREA	PARAMETER	YEAR	MEAN ± STANDARD DEVIATION	COEFFICIENT OF VARIABILITY (%)
LAKE HURON	TOTAL PHOSPHORUS (μG/L)	1980	4.62 ± 0.71 N.S.	14.4
		1971	4.13 ± 1.50	35.5
	NITRATE + NITRITE (μG/L)	1980	283.8 ± 10.01 **	3.5
		1971	235.0 ± 18.62	7.9
	SOLUBLE REACTIVE SILICA (MG/L)	1980	1.497 ± 0.096 **	6.4
		1971	1.395 ± 0.058	4.2
GEORGIAN BAY	TOTAL PHOSPHORUS (μG/L)	1980	5.08 ± 2.03 N.S.	40.0
		1974	4.66 ± 3.02	64.7
	NITRATE + NITRITE (μG/L)	1980	267.1 ± 26.82 **	10.0
		1974	240.3 ± 20.39	8.5
	SOLUBLE REACTIVE SILICA (MG/L)	1980	1.248 ± 0.176 **	14.1
		1974	1.444 ± 0.184	12.7

** – SIGNIFICANT DIFFERENCE (5% LEVEL).
N.S. – NO SIGNIFICANT DIFFERENCE (5% LEVEL).

Interpretation of the Georgian Bay data is more complicated owing to the complex seasonal pattern exhibited by total phosphorus in 1974 relative to 1980. During cruise 7422501 (April 28-May 2, 1974), mean surface concentrations averaged 9.2 μg/L, but decreased sharply to 4.7 μg/L by the second cruise (May 18-23, 1974) (7422503). The reason for this marked decline over a three-week period is not clear, as a similar pattern was not observed in 1980. However, both cruises were completed during isothermal, and presumably isochemical, conditions. When a t-test was performed comparing the mean of cruise 7422501 with that of 8022501, a statistically significant ($p < 0.05$) difference was determined, representing a 49% decrease from 1974 to 1980. When the mean total phosphorus concentration of cruise 7455503 was compared with that of cruise 8022502 (May 18-21, 1980), no significant difference was noted. Furthermore, as observed in Lake Huron, the coefficient of variation decreased markedly between 1974 and 1980, from 32% and 65% for cruises 7422501 and 7422503 to 19% and 41% for cruises 8022501 and 8022502. Therefore, although the results of the comparison for Georgian Bay are not as conclusive as for Lake Huron, it appears that total phosphorus has demonstrated a noticeable decline between 1974 and 1980.

Soluble reactive silica showed a significant ($p < 0.05$) increase of 12% from 1971 to 1980 in Lake Huron. With only two years of data available for comparison, it is difficult to determine if this increase represents an annual incremental increase or simply reflects the natural year-to-year fluctuations in the silica cycle. However, as this increase was consistent throughout the respective study periods (Fig. 28), it suggests that it is a real increase. The SRS levels in Georgian Bay exhibited a significant ($p < 0.05$) decrease of 13.5% from 1974 to 1980. While this decrease is in apparent contrast to that of Lake Huron, the fact that there was a 17% difference between ambient concentrations of Georgian Bay and Lake Huron in 1980 indicates a marked degree of separation between the two water masses.

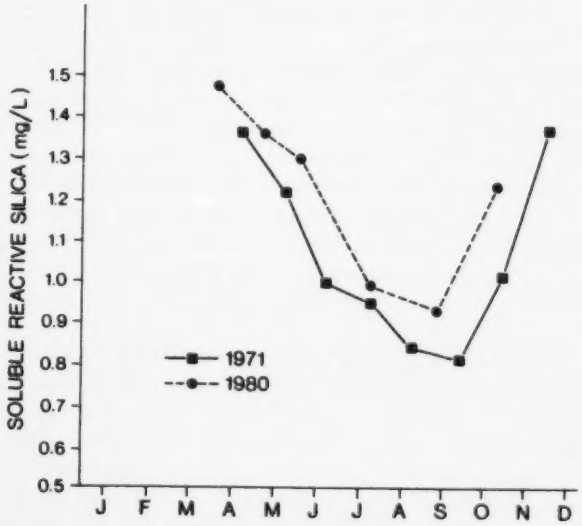


Figure 28. Seasonal changes of soluble reactive silica (mg/L SiO_3) in surface waters of Lake Huron.

Consequently, a change in SRS level in Lake Huron does not necessitate a corresponding change in Georgian Bay. Owing to the limited data available, it is difficult to attribute these changes to any specific cause. However, as inputs from Lake Superior are the principal allochthonous source of silica to Lake Huron, these changes may be related to either altered loadings from the St. Marys River or to differing circulation and exchange patterns during the two years.

Like silica, nitrate + nitrite was consistently higher throughout the study period (Fig. 29) and demonstrated a significant ($p < 0.05$) increase in both Lake Huron and Georgian Bay. If a constant annual loading rate is assumed, then (NO_3+NO_2) increased at approximately 5.4 $\mu g/L \cdot yr$ N or 15 000 metric tons/yr in Lake Huron and 4.5 $\mu g/L \cdot yr$ N or 3000 metric tons/yr in Georgian Bay (lake volumes from ULRG, 1977). A similar increase since 1969 has been reported for Lake Ontario which has an annual rate of increase of 8.8 $\mu g/L \cdot yr$ N, based on annual spring surface measurements (Neilson, 1983). Unlike silica, much of the nitrogen input is derived from atmospheric sources. The Great Lakes region receives a larger input of nitrogen (1 $g/m^2 \cdot yr$ N) from precipitation and bulk fallout than all the continental United States (Chapin and Uttormark, 1973). Furthermore, high inputs of inorganic nitrogen are received from runoff through sedimentary formations, such as in the southern Lake Huron and Georgian Bay watersheds (Wetzel, 1975). That the combined inputs of these sources account for more than 50% of the water budget of Lake Huron and Georgian Bay (ULRG, 1977), and that both basins exhibit similar increases, suggests a common source of increased loading, such as atmospheric inputs. Again, as with silica, without more frequent data on which to assess these changes, it is difficult to determine the causes of this increase.

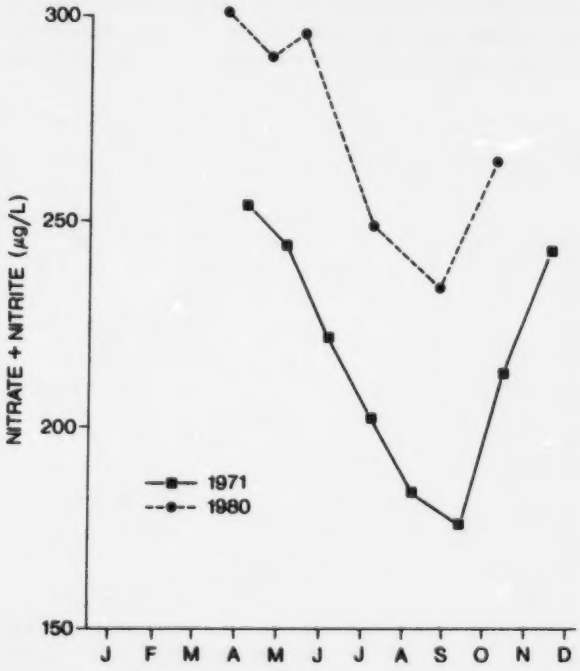


Figure 29. Seasonal changes of nitrate + nitrite (µg/L N) in surface waters of Lake Huron.

The ability to detect a real difference between the 1980 data and those of the baseline years depends on the variability associated with the mean parameter value. Over the whole lake, variability was extensive, reflecting the influence of tributary inputs on the nearshore stations. To reduce this variability, the nearshore stations were eliminated from the analysis and the comparisons repeated. Substantial reduction in variability was noted but, in all cases, the tests of significance remained unaltered.

SUMMARY AND RECOMMENDATIONS

Lake Huron and Georgian Bay exhibit thermal characteristics typical of northern temperate dimictic lakes, with spring turnover persisting throughout April and May and fall turnover beginning in late October. Lakewide thermal stratification was established by July and was accompanied by a marked increase in the areal distribution of inputs throughout the system.

The chemical limnology of Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay varied markedly with geographic region. Inputs of low salinity from Lake Superior via the St. Marys River, and high salinity from Lake Michigan via the Straits of Mackinac exerted the most pronounced influence on the water quality of Lake Huron proper. Based on the ambient concentrations of phosphorus, nitrogen and chlorophyll *a*, the water quality of Lake Huron is largely indicative of oligotrophic conditions. As with the conditions reported by the Upper Lakes Reference Group in 1977, incidences of more serious pollution problems were generally restricted to localized areas such as embayments and nearshore areas adjacent to point source inputs. The most impacted regions were the nearshore waters of southern Lake Huron, where nutrient and chlorophyll levels were indicative of mesotrophic to eutrophic conditions. Specific areas in Lake Huron demonstrating signs of nutrient enrichment were the following:

Ontario	Michigan
Port Albert	Cheboygan–Black River
Goderich–Maitland River	Alpena–Thunder Bay River
Bayfield–Bayfield River	Southeast shore of Saginaw Bay
Grand Bend	Harbor Beach
St. Marys River	Port Sanilac

In particular, the Ontario nearshore waters of southern Lake Huron were generally of poorer quality in 1980 than in 1971, based on spring (April-May) sampling. However, this may, to a large extent, reflect differences between the spring thaw periods, such as increased snowmelt or earlier ice breakup. Without more frequent annual sampling it is difficult to attribute this change to an increasing trend.

The nearshore water quality adjacent to the Michigan shoreline, although in many instances indicative of mesotrophic conditions, has shown a noticeable improvement since 1971. The waters at the Saginaw Bay-Lake Huron interface in particular have shown a decrease in total phosphorus, presumably in response to the remedial programs implemented by Michigan.

The water quality of the North Channel was highly variable owing to inputs from the St. Marys, the Spanish and Serpent rivers, as well as exchange with Lake Huron and Georgian Bay, all of which exhibited a pronounced seasonal variation in their extent of impact. In general, the water quality was indicative of oligotrophic conditions. Elevated levels of phosphorus and nitrogen were evident in the vicinity of the St. Marys River, presumably from industrial and municipal discharges into the river at Sault Ste. Marie, Ontario and Sault Ste. Marie, Michigan. Elevated levels of ammonia were also detected, but were considerably reduced from 1974.

The ambient water quality of the open waters of Georgian Bay was slightly superior to that of Lake Huron. Those areas demonstrating degradation of water quality were the waters offshore of the French River, Midland and Owen Sound and the waters proximate to the northeastern and eastern shoreline, including the areas adjacent to Penetanguishene. The impact from the French River was directly related to its flow and, consequently, exhibited a significant impact only during spring runoff. Discharges to Owen Sound were confined to the Sound itself and water quality offshore of this area and in Nottawasaga Bay showed no adverse change. The impact along the northeastern and eastern shorelines was also primarily related to spring runoff, showing the highest nutrient levels during May.

To assess the magnitude of the change in water quality between 1980 and the baseline years (1971 for Lake Huron, 1974 for Georgian Bay), the major nutrient data were compared using a t-test. The test was based on data from stations that were sampled in both years during spring turnover when conditions were isochemical. Based on this analysis, total phosphorus in the whole lake exhibited no statistically significant change between 1971 and 1980 in Lake Huron and a definite, but possibly not significant, decline between 1974 and 1980 in Georgian Bay. These results were in keeping with the requirements of non-degradation identified in the Great Lakes Water Quality Agreement (1978). Interpretation was difficult because of the complicated seasonal pattern followed by phosphorus during the baseline years, but the large decrease in variability associated with the mean suggests that, in general, phosphorus loadings to the nearshore waters have decreased.

Nitrate + nitrite has shown a significant increase in both Lake Huron and Georgian Bay between 1980 and the baseline years. The increase of 5.4 $\mu g/L \cdot yr$ N in nitrate in Lake Huron, equivalent to 15 000 metric tons/yr, is far in excess of the 2800 metric tons/yr loading of total N to the lake predicted by the ULRG (1977). The increase in Georgian Bay is equivalent to 4.5 $\mu g/L \cdot yr$ N or 3000 metric tons/yr. With only two years of spring data available for comparison, it is difficult to determine if this change represents a real trend, such as increased atmospheric loading.

Soluble reactive silica demonstrated a statistically significant ($p < 0.05$) increase of 102 $\mu g/L$ SiO_2 between 1971 and 1980 in Lake Huron or roughly 31 000 metric tons/yr. Despite the magnitude of this change, it represents only 7% of the total SRS loading to Lake Huron and 21% of the SRS loading via the St. Marys River (ULRG, 1977). Georgian Bay, in contrast, showed a statistically significant decline of 196 $\mu g/L$ SiO_2 since 1974 or 21 000 metric tons/yr. Georgian Bay does not show a change corresponding to that in Lake Huron. This may be because inflow from Lake Superior, which is the principal source of silica to Lake Huron, has little influence on Georgian Bay.

The paucity of data with which to assess the real significance of these trends is a serious restriction. Consequently, it is recommended that an annual spring surveillance program be carried out on Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay to verify these findings. Secondly, increased effort must be devoted to determining the causes of these increases, with specific attention being given to the determination of atmospheric and tributary inputs.

The apparent decline of water quality in the nearshore waters of southern Lake Huron, as evidenced by elevated levels of phosphorus and nitrogen, should be verified through an annual surveillance program and, where feasible, a nearshore monitoring program. Effort should also be directed at determining sources of inputs. Where significant inputs of nutrients are verified, appropriate remedial programs should be implemented to ensure that no further

degradation of ambient water quality, relative to that of 1980, occurs. Should nutrient levels be shown to impair water use, quantifiable objectives should be established.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank the officers and crew of the C.S.S. *Limnos* and R/V *Simons* as well as the National Water Quality Laboratory at the Canada Centre for Inland Waters. We are also indebted to the staff of the Technical Operations Division, NWRI, whose unflagging efforts are a vital component of the Great Lakes Water Quality Surveillance Program. Valuable comments on the manuscript were provided by M.N. Charlton, D.R.S. Lean and M.T. Shiomi.

REFERENCES

Banse, K. 1977. Determining the carbon-to-chlorophyll ratio of natural phytoplankton. Mar. Biol. 41: 199-212.

Chapin, J.D. and P.D. Uttormark. 1973. Atmospheric contributions of nitrogen and phosphorus. Tech. Rep. Univ. Wis. Water Resour. Cent. 73-2: 35.

Charlton, M.N. 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: Discussion of productivity and morphometry effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1531-1539.

Conway, H.L., J.I. Parder, E.M. Yaguchi and D.L. Mellinger. 1977. Biological utilization and regeneration of silicon in Lake Michigan. J. Fish. Res. Board Can. 34: 537-544.

Dobson, H.F.H., M. Gilbertson and P.G. Sly. 1974. A summary and comparison of nutrients and related water quality in Lakes Erie, Ontario, Huron and Superior. J. Fish. Res. Board Can. 31: 731-738.

El-Shaarawi, A.H. (ed.). 1984. Statistical assessment of the Great Lakes Surveillance Program, 1966-1981. Lake Erie. Sci. Ser. No. 136, National Water Research Institute, Burlington, Ontario, pp. 27-60.

Environment Canada. 1979. *Analytical Methods Manual*. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Ottawa.

Environment Canada. 1981. Surface Water Data 1980. Water Resources Branch, Inland Waters Directorate, Ottawa.

Gachter, R., R.A. Vollenweider and W.A. Glooschenko. 1974. Seasonal variations of temperature and nutrients in the surface waters of Lake Ontario and Erie. J. Fish. Res. Board Can. 31: 275-290.

Great Lakes Water Quality Agreement. 1978. Agreement, with annexes and terms of reference, between the United States of America and Canada. Signed at Ottawa, November 22, 1978. International Joint Commission: Canada and the United States.

Happey, C.M. 1970a. The effects of stratification on phytoplankton diatoms in a small body of water. J. Ecol. 58: 635-651.

Happey, C.M. 1970b. Some physico-chemical investigations of stratification in Abbot's Pool, Somerset. The distribution of some dissolved substances. J. Ecol. 58: 621-634.

Hunter, B.L. and E.A. Laws. 1981. ATP and chlorophyll *a* as estimators of phytoplankton carbon biomass. Limnol. Oceanogr. 26: 944-956.

Hutchinson, G.E. 1957. *A Treatise on Limnology. I. Geography, Physics and Chemistry*. John Wiley and Sons, New York, 1015 pp.

Hutchinson, G.E. 1967. *A Treatise on Limnology. II. An Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton*. John Wiley and Sons, New York.

International Joint Commission. 1979. Inventory of major municipal and industrial point source discharges in the Great Lakes basin. Windsor, Ontario.

International Joint Commission. 1980. Great Lakes International Surveillance Plan. Windsor, Ontario.

Lasenby, D.C. 1975. Development of oxygen deficits in 14 southern Ontario lakes. Limnol. Oceanogr. 20: 993-999.

Lee, A.H. and G.K. Rodgers. 1972. Temperature fine structure in Lake Ontario. Limnol. Oceanogr. 17: 672-677.

Lin, C.K. and C.L. Schelske. 1981. Seasonal variation of potential nutrient limitation to chlorophyll production in southern Lake Huron. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1-9.

Marmorino, G.O., S.C. Danos and J.S. Maki. 1980. Temperature fine structure of Lake Michigan hypolimnion. Limnol. Oceanogr. 25: 680-699.

Miller, G.S. and J.H. Saylor. 1981. Winter temperature structure in Lake Huron. J. Great Lakes Res. 7: 201-206.

Mortimer, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water. 1 and 2. J. Ecol. 29: 280-329.

Munawar, M. and I.F. Munawar. 1979. A preliminary account of Lake Huron phytoplankton, April to December, 1971. Fish. Mar. Serv. Tech. Report 917, 21 pp.

Neilson, M.A.T. 1983. Report on the status of the open waters of Lake Ontario. Inland Waters Directorate. Unpublished manuscript.

Neilson, M., R. Stevens and J. Hodson. 1983. Documentation of the Averaging Lake Data by Region (ALDAR) program. Tech. Bull. No. 130, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ontario.

Rockwell, D.C., D.S. DeVault, M.F. Palmer, C.V. Marion and R.J. Bowden. 1980. Lake Michigan intensive survey, 1976-1977. U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois. EPA-905/4-80-003A.

Schelske, C.L. and J.C. Roth. 1973. Limnological survey of Lakes Michigan, Superior, Huron and Erie. University of Michigan, Great Lakes Res. Div. Publ. 17, 108 pp.

Schelske, C.L., L.E. Feldt, M.S. Simmons and E.F. Stoermer. 1974. Storm-induced relationships among chemical conditions and phytoplankton in Saginaw Bay and Western Lake Huron. Proc. 17th Conf. Great Lakes Res., Int. Assoc. Great Lakes Res., pp. 78-91.

Strickland, J.D.H. 1960. Measuring the production of marine phytoplankton. Bull. Fish. Res. Board Can. 122: 1-172.

Sly, P.G. and R.L. Thomas. 1974. Review of geological research as it relates to an understanding of Great Lakes limnology. J. Fish. Res. Board Can. 317: 795-825.

Tilzer, M.M. and C.R. Goldman. 1978. Importance of mixing, thermal stratification and light adaptation for phytoplankton productivity in Lake Tahoe (California-Nevada). Ecology, 59: 810-821.

Upper Lakes Reference Group. 1977. *The Waters of Lake Huron and Lake Superior*. Volume II (Part B). Lake Huron, Georgian Bay and the North Channel. Windsor, Ontario.

Warry, N.D. 1978a. Chemical limnology of the North Channel, 1974. Sci. Ser. No. 92, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ontario.

Warry, N.D. 1978b. Chemical limnology of Georgian Bay, 1974. Sci. Ser. No. 91, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ontario.

Weast, R.C. (ed.). 1972. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. The Chemical Rubber Co. Press, Cleveland.

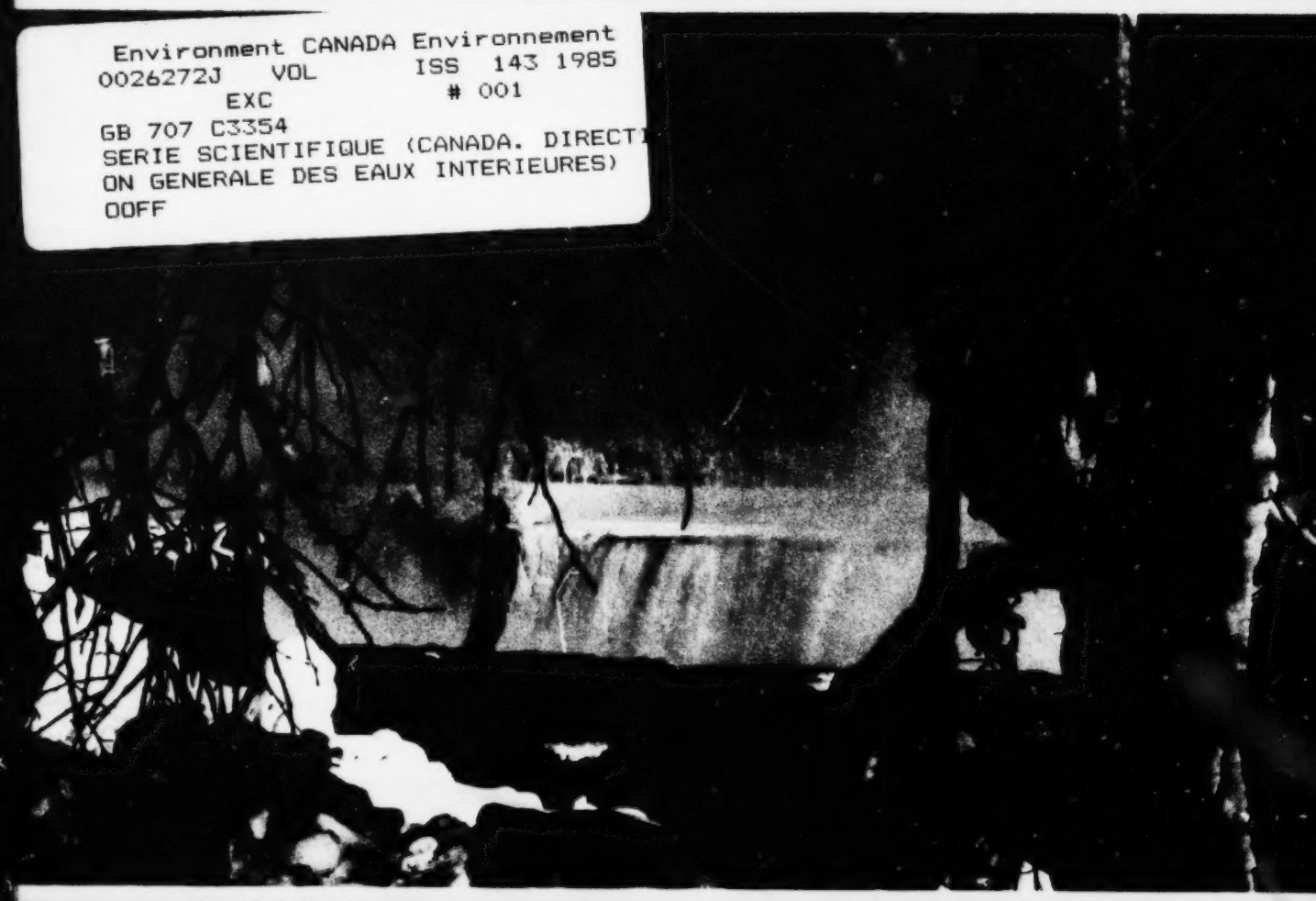
Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Co., Toronto, 743 pp.

APPENDIX

Table A-1. Parameter List

Parameter	Agency	Cruises
Sounding depth (m)	On ship	All
Secchi disk depth (m)	On ship	All
Temperature (°C)	On ship	All
Turbidity (JTU)	United States Environmental Protection Agency	I, II, IV
Colour	Environment Canada	III, V, VI
Percent transmission	On ship	All
pH	On ship	All
Alkalinity	Both	All
Conductivity	On ship	All
Dissolved oxygen	Both	All
Total phosphorus	Environment Canada	All
Total filtered phosphorus	Environment Canada	All
Soluble reactive phosphorus	Environment Canada	All
Total Kjeldahl nitrogen (unfiltered)	Environment Canada	All
Nitrate + nitrite (filtered)	Environment Canada	All
Ammonia (filtered)	Environment Canada	All
Soluble reactive silica	Environment Canada	All
Particulate organic carbon	Environment Canada	All
Total particulate nitrogen	Environment Canada	All
Chlorophyll *a* (uncorrected)	Environment Canada	All
Chlorophyll *a* (corrected)	Environment Canada	All
Calcium (total)	United States Environmental Protection Agency	I
Magnesium (total)	United States Environmental Protection Agency	I
Sodium (total)	United States Environmental Protection Agency	I
Potassium (total)	United States Environmental Protection Agency	I
Chloride (total)	United States Environmental Protection Agency	II-VI
Sulphate (total)	United States Environmental Protection Agency	II-VI

Environment CANADA Environnement
00262721 VOL ISS 143 1985
EXC # 001
GB 707 C3354
SERIE SCIENTIFIQUE (CANADA. DIRECTI
ON GENERALE DES EAUX INTERIEURES)
OOFF



Environnement Canada
Environment Canada

Qualité des eaux du réseau du lac Huron – baie Georgienne

R.J.J. Stevens, M.A.T. Neilson et N.D. Warry

ÉTUDE N° 143, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
RÉGION DE L'ONTARIO
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
BURLINGTON (ONTARIO) 1985

(Available in English on request)

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1985

N° de cat. En 36-502/143F

ISBN 0-662-93535-7

Table des matières

Page

RÉSUMÉ vii

ABSTRACT vii

INTRODUCTION 1

PLAN DE L'ÉTUDE 1

INTERPRÉTATION DES DONNÉES 4

DISCUSSION 5
- Température 5
- Principaux ions, conductivité, alcalinité et pH 6
- Éléments nutritifs 14
  - Phosphore 17
  - Azote 24
  - Silice 29
- Oxygène 31
- Indicateurs du phytoplancton 33

COMPARAISONS INTERANNÉES 40

SOMMAIRE ET RECOMMANDATIONS 42

REMERCIEMENTS 43

RÉFÉRENCES 44

ANNEXE 45

Tableaux

1. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : conductivité spécifique 7
2. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : alcalinité 8
3. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : chlorures (total) 9
4. Concentration des cations dans le lac Huron, le chenal Nord et la baie Georgienne : missions 8022201 et 8022501 15
5. Variation de la concentration d'éléments nutritifs de part et d'autre de la barrière thermique 16
6. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : phosphore total 19
7. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : phosphore filtré total 20

Tableaux (suite)

Page

8. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : phosphore réactif soluble 21
9. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : nitrates + nitrites (filtrés) 25
10. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : ammoniac (filtré) 26
11. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : azote Kjeldahl total (non filtré) 27
12. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : silice réactive soluble 30
13. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : chlorophylle *a* (non corrigée) 34
14. Valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone : chlorophylle *a* (corrigée) 35
15. Comparaisons interannées 40

Illustrations

Figure 1. Lac Huron, chenal Nord et baie Georgienne, stations de surveillance de 1971 2
Figure 2. Lac Huron, chenal Nord et baie Georgienne, stations de surveillance de 1974 2
Figure 3. Lac Huron, chenal Nord et baie Georgienne, stations de surveillance de 1980 3
Figure 4. Lac Huron, chenal Nord et baie Georgienne, zonage de 1980 4
Figure 5. Régime thermique du lac Huron et de la baie Georgienne 6
Figure 6. Carte de référence du lac Huron, du chenal Nord et de la baie Georgienne 10
Figure 7. Isoplèthes de conductivité spécifique à 1 m, mission 8022201 11
Figure 8. Isoplèthes de conductivité spécifique à 1 m, mission 8022202 12
Figure 9. Isoplèthes de conductivité spécifique à 1 m, mission 8022203 12
Figure 10. Isoplèthes de conductivité spécifique à 1 m, mission 8022207 12
Figure 11. Isoplèthes de conductivité spécifique à 1 m, mission 8022209 12
Figure 12. Variation saisonnière de la teneur en éléments nutritifs de l'épilimnion et de l'hypolimnion 17
Figure 13. Isoplèthes du phosphore total à 1 m, mission 8022201 18
Figure 14. Isoplèthes du phosphore total à 1 m, mission 8022202 18
Figure 15. Isoplèthes du phosphore total à 1 m, mission 8022501 18
Figure 16. Isoplèthes du phosphore total à 1 m, mission 8022502 18
Figure 17. Isoplèthes des nitrates + nitrites à 1 m, mission 8022201 24
Figure 18. Isoplèthes des nitrates + nitrites à 1 m, mission 8022202 24
Figure 19. Transect choisi au milieu du lac pour la détermination des profils verticaux de température 31
Figure 20. Profils de température dans une section transversale du lac Huron 32

Illustrations (suite)

Page

Figure 21. Indicateurs de la biomasse du phytoplancton 37
Figure 22. Variations saisonnières des concentrations de carbone organique particulaire et d'azote particulaire total dans les fractions phytoplanctonique et détritique 38
Figure 23. Variations saisonnières des concentrations corrigées de carbone organique particulaire, d'azote particulaire total et de chlorophylle *a* 38
Figure 24. Isoplèthes de la chlorophylle *a* corrigée intégrée sur 20 m, mission 8022201 39
Figure 25. Isoplèthes de la chlorophylle *a* corrigée intégrée sur 20 m, mission 8022202 39
Figure 26. Isoplèthes de la chlorophylle *a* corrigée intégrée sur 20 m, mission 8022501 39
Figure 27. Isoplèthes de la chlorophylle *a* corrigée intégrée sur 20 m, mission 8022502 39
Figure 28. Variations saisonnières de la concentration de silice réactive soluble dans les eaux superficielles du lac Huron 41
Figure 29. Variations saisonnières de la concentration de nitrates + nitrites dans les eaux superficielles du lac Huron 42

Résumé

Entre avril et novembre 1980, six missions ont été effectuées sur le lac Huron, le chenal Nord et dans la baie Georgienne. Au cours de ces missions, on a recueilli des données physiques, chimiques et biologiques dans 138 stations d'échantillonnage.

Les conditions ambiantes de qualité de l'eau observées en 1980, basées sur les éléments nutritifs et des estimateurs de la biomasse du phytoplancton, montrent que le réseau du lac Huron–baie Georgienne était en général oligotrophe. Certaines régions du lac Huron (zones proches de la rive sud, Cheboygan–rivière Black, Alpena–rivière Thunder Bay et rivière St. Marys) se trouvaient dans un état mésotrophe à eutrophe à la suite d'un apport d'éléments nutritifs.

Ce sont le lac Supérieur, par la rivière St. Marys, et le lac Michigan, par les détroits de Mackinac, qui ont affecté considérablement la qualité de l'eau du lac Huron. Des différences marquées dans la composition ionique des eaux du lac Huron et de la baie Georgienne ont mis en évidence le degré de séparation de ces deux masses d'eau.

Une comparaison des données relatives aux éléments nutritifs recueillies en 1980 et de celles recueillies durant les premières années de surveillance (1971 pour le lac Huron, 1974 pour la baie Georgienne) a montré que la concentration de phosphore total n'avait pratiquement pas varié dans le lac Huron, alors qu'elle avait diminué dans la baie Georgienne. La concentration de nitrates + nitrites a notablement augmenté, de 48.8 µg/L N dans le lac Huron et de 26.8 µg/L N dans la baie Georgienne. On a aussi observé une augmentation importante de la concentration de silice réactive soluble dans le lac Huron, soit 102 µg/L SiO_2. Par contre, on a noté une diminution importante de sa concentration dans la baie Georgienne, soit 196 µg/L SiO_2. Il est impossible d'évaluer la signification réelle de ces variations en se basant seulement sur deux années, aussi recommande-t-on un programme de surveillance annuel.

Abstract

During the period April to November 1980, six surveillance cruises were conducted on Lake Huron, the North Channel and Georgian Bay, sampling 138 stations for physical, chemical and biological variables.

Ambient water quality conditions in 1980, based on nutrient data and phytoplankton biomass estimators, indicated that the Lake Huron–Georgian Bay system was generally oligotrophic. Specific areas in Lake Huron, where conditions ranged from mesotrophic to eutrophic as a result of nutrient enrichment, included the southern nearshore areas, Cheboygan–Black River, Alpena–Thunder Bay River and the St. Marys River.

Lake Superior via the St. Marys River, and Lake Michigan via the Straits of Mackinac, exerted the most pronounced influence on Lake Huron water quality. Marked differences in the ion chemistry of Lake Huron and Georgian Bay highlighted the degree of separation of these two water bodies.

A comparison of nutrient data in 1980 and the baseline survey years (1971 for Lake Huron and 1974 for Georgian Bay) revealed that total phosphorus demonstrated no statistically significant change in Lake Huron, while a decrease was noted in Georgian Bay. Nitrate + nitrite exhibited a significant increase of 48.8 µg/L N and 26.8 µg/L N in Lake Huron and Georgian Bay, respectively. Soluble reactive silica also demonstrated a significant increase of 102 µg/L SiO_2 in Lake Huron. In contrast, a significant decrease of 196 µg/L SiO_2 was observed in Georgian Bay. The real significance of these changes could not be assessed based on only two years of data. Therefore an annual surveillance program is recommended.

Qualité des eaux du réseau du lac Huron – baie Georgienne

R.J.J. Stevens, M.A.T. Neilson et N.D. Warry

INTRODUCTION

Des études détaillées du lac Huron, de la baie Georgienne et du chenal Nord menées en 1971 et 1974 ont montré que, exception faite d'une dégradation localisée de quelques zones littorales, les eaux libres de ces masses d'eau étaient dans un état oligotrophe. Le Groupe d'étude de la pollution des lacs Supérieur et Huron (GEPLSH, 1977) a conclu que, étant donné la lenteur de la dégradation de la qualité des eaux attribuable à des apports anthropogéniques, l'échantillonnage intensif du lac devrait se faire tous les neuf ans. Le sous-comité de surveillance du Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs a intégré cette recommandation dans le Plan international de surveillance des Grands lacs (Commission mixte internationale, 1980), en spécifiant qu'un programme intensif de surveillance du lac devait débuter en 1980.

Comme il était mentionné dans l'Accord de 1978 entre le Canada et les États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands lacs, le principe de gestion adopté pour le lac Huron était un principe de non-dégradation. Le principal objectif du programme intensif de 1980 était donc d'assurer que ce but était atteint. Les objectifs spécifiques étaient les suivants :

(a) fournir une évaluation détaillée des principales conditions du lac, comparables statistiquement aux données recueillies en 1971 et 1974, de façon à pouvoir définir les «tendances» de la qualité des eaux;

(b) déterminer et caractériser toute situation nouvelle qui aurait pu se traduire par une altération de la qualité des eaux du lac; et

(c) évaluer les conséquences des règlements sur la qualité globale des eaux du lac, c'est-à-dire déterminer la pertinence des programmes correctifs.

Le présent rapport résume les résultats de l'étude de la qualité des eaux libres menée en 1980 dans le cadre du programme intensif de surveillance du réseau du lac Huron-chenal Nord-baie Georgienne par la Direction de la qualité des eaux, d'Environnement Canada, région de l'Ontario, en coopération avec la *United States Environmental Protection Agency* (*U.S. EPA*). L'examen des résultats porte principalement sur le régime thermique du lac, les principaux ions et les éléments nutritifs. Les nouvelles données sont comparées aux anciennes afin de mettre en évidence toute variation de la qualité des eaux.

PLAN DE L'ÉTUDE

Plusieurs facteurs ont été pris en considération dans l'élaboration d'un plan d'échantillonnage dans le cadre du programme de surveillance du lac de 1980. Premièrement, la répartition des stations devait refléter le haut degré de variabilité spatiale caractéristique de grands lacs (El-Shaarawi, 1984), c'est-à-dire que les stations devaient être plus nombreuses dans les zones présentant une plus grande variabilité. De même, il a fallu tenir compte de la variabilité saisonnière dans la composante temporelle de l'étude. Deuxièmement, il a fallu choisir entre stations fixes et stations variables. Les stations fixes conviennent mieux pour déterminer les tendances à long terme de la qualité des eaux, mais une distribution variable est préférable pour détecter les variations à court terme de la qualité des eaux attribuables à des apports ponctuels (El-Shaarawi, 1984). Le GEPLSH ayant établi que, dans la plupart des cas, la dégradation de la qualité des eaux était locale et confinée à des zones littorales, c'est donc un réseau fixe qui a été adopté.

Les emplacements des stations en 1971, 1974 et 1980 sont illustrés respectivement aux figures 1, 2 et 3. On observe un léger déplacement des stations de 1980 de la partie centrale du lac Huron vers la partie méridionale, ce qui reflète la variabilité spatiale comparativement plus grande observée dans cette région. Cependant, 125 des 138 stations sont demeurées aux mêmes emplacements. Par ailleurs, on avait constaté en 1971 que la baie Saginaw était hautement eutrophe et on a donc concentré les stations de 1980 à l'interface lac Huron-baie Saginaw (GEPLSH, 1977). À cause de ce changement dans la répartition des stations, il a fallu veiller à ne pas introduire de biais lors de la comparaison des données de 1980 avec celles des années précédentes.

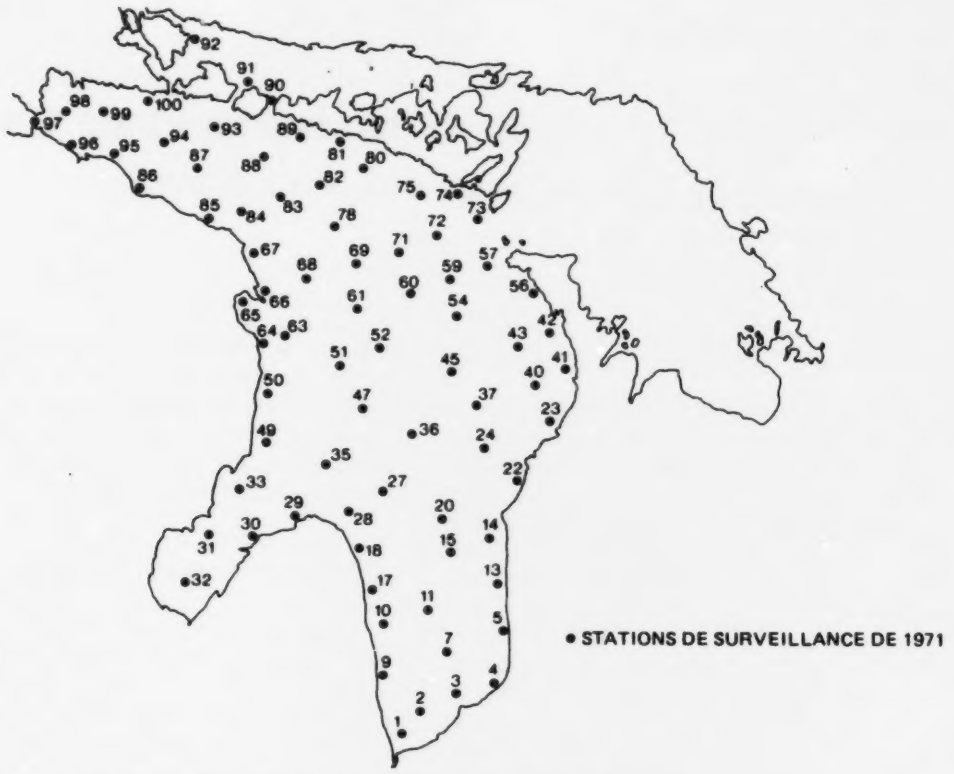


Figure 1. Lac Huron, chenal Nord et baie Georgienne, stations de surveillance de 1971.

Figure 2. Lac Huron, chenal Nord et baie Georgienne, stations de surveillance de 1974.

Figure 3. Lac Huron, chenal Nord et baie Georgienne, stations de surveillance de 1980.

L'examen des résultats de l'étude du GEPLSH a permis de conclure qu'il faudrait au moins six missions pour évaluer la variabilité saisonnière. Le programme des missions, donné ci-dessous, a été établi de façon à englober l'inversion printanière ainsi que l'instauration et la disparition subséquente de la stratification thermique.

Emplacement	Mission	Date
Lac Huron	8022201	13-23 avril
	8022202	10-17 mai
	8022203	28 mai-15 juin
	8022207	18-27 juillet
	8022208	8-16 septembre
	8022209	22 octobre-1er novembre
Baie Georgienne	8022501	24-27 avril
	8022502	18-21 mai
	8022503	5-7 juin
	8022506	27-30 juillet
	8022507	16-21 septembre
	8022508	2-4 novembre

Les trois premières missions ont été faites au printemps pour des raisons à la fois pratiques et théoriques. Il a fallu multiplier les missions pour être sûr d'obtenir une base de données printanières complète en raison des conditions météorologiques difficiles qui existent souvent en cette saison. De plus, l'écoulement printanier entraîne un accroissement de la charge en éléments nutritifs, ce qui donne une situation de «pire cas», particulièrement près des rives. Ce phénomène est accentué par l'établissement de la barrière thermique qui restreint les échanges d'eau entre le littoral et le large. Enfin, les conditions isothermes et isochimiques associées à l'inversion printanière garantissent une variabilité verticale minimale. Par conséquent, les concentrations superficielles printanières des éléments nutritifs sont représentatives des conditions régnant dans l'ensemble du lac.

On a mentionné que la partie surveillance des eaux libres de l'étude approfondie du lac Huron menée en 1980 était une entreprise mixte d'Environnement Canada et de l'*U.S. Environmental Protection Agency*. Le *Great Lakes National Program Office* de l'*U.S. EPA* a apporté un soutien technique pour les missions 8022201, 8022202 et 8022207 et la Division des opérations techniques d'Environnement Canada s'est chargée des missions 8022203, 8022208 et 8022209. Pour éliminer les incertitudes associées à des comparaisons interlaboratoires, chaque organisme était responsable de toutes les analyses pour un ensemble donné de paramètres. La liste des paramètres monitorés pendant

ies six missions est donnée à l'annexe, avec l'organisme responsable. Tous les échantillons, sauf pour les indicateurs de biomasse (carbone organique particulaire, azote particulaire total, chlorophylle *a*), ont été recueillis à l'aide d'un échantillonneur Rosette modifié et équipé de flacons Niskin. Pour permettre une évaluation adéquate de la structure verticale du lac, on a adopté la méthode d'échantillonnage suivante :

Pendant les périodes de non-stratification, les échantillons ont été recueillis à 1 m, à mi-profondeur si la profondeur à la station était supérieure à 50 m, à 10 m du fond et à 2 m du fond. Pendant les périodes de stratification, les échantillons ont été recueillis à 1 m, à 2 m au-dessus du coude supérieur de la thermocline, au milieu de la thermocline, à 2 m au-dessous du coude inférieur de la thermocline, à 10 m du fond et à 2 m du fond.

Les échantillons destinés au dosage du carbone organique particulaire, de l'azote particulaire total et de la chlorophylle *a* ont été recueillis à l'aide d'un échantillonneur permettant de prélever un échantillon composé sur 20 m. Des détails sur les méthodes de conservation et d'analyse utilisées sont donnés dans Environnement Canada (1979) et Rockwell et coll. (1980).

INTERPRÉTATION DES DONNÉES

Dans l'étude d'un grand lac, l'interprétation des données peut être entachée d'incohérences en raison de variations spatiales et temporelles, des grandes distances relatives séparant les stations d'échantillonnage et de l'irrégularité des profils échantillonnés. En ce qui concerne la variabilité spatiale, on a levé la difficulté en considérant le lac comme un ensemble de zones «homogènes» distinctes.

Figure 4. Lac Huron, chenal Nord et baie Georgienne, zonage de 1980.

Le zonage adopté dans cette étude, illustré à la figure 4, a été établi subjectivement en fonction de la géomorphologie du bassin, de l'emplacement des sources littorales d'apport et de la circulation épilimnique estivale, facteurs dont dépend la distribution des éléments nutritifs dans le lac.

On s'est servi de deux méthodes pour la synthèse des données. Pour résumer les missions de 1980, on a calculé des concentrations pondérées en fonction de la superficie et du volume dans chaque zone à l'aide du programme ALDAR (Neilson et coll., 1983). Les comparaisons inter-années ont été basées sur les valeurs superficielles (1 m) printanières relevées dans les stations situées aux mêmes emplacements d'une année à l'autre, ces concentrations superficielles étant représentatives de toute la colonne d'eau à ce moment-là.

DISCUSSION

Température

La régime thermique du lac Huron et de la baie Georgienne est typique des lacs dimictiques tempérés septentrionaux. En règle générale, la distribution spatiale des températures superficielles reflétait la latitude et la bathymétrie du lac, les zones littorales et le bassin méridional du lac Huron se réchauffant plus rapidement au printemps et se refroidissant plus rapidement à l'automne.

La première mission d'avril avait été prévue pour coïncider avec l'inversion printanière, moment où le lac est essentiellement isotherme. On a noté des gradients horizontaux et verticaux mineurs, dus principalement à des apports extérieurs, mais ces gradients étaient trop faibles pour résister au mélange. L'établissement de la barrière thermique et son déplacement subséquent vers le large pendant les deux missions suivantes ont mis en évidence l'instauration de la stratification thermique. On a noté une stratification directe dans les stations situées du côté de la rive par rapport à la barrière thermique lors des missions de mai et juin, avec des températures superficielles moyennes respectives de 6.7 °C et 8.4 °C dans le lac Huron et de 7.1 °C et 8.9 °C dans la baie Georgienne. En général, les stations situées au large étaient encore isothermes pendant cette période, avec des températures inférieures à 4 °C. Pendant ces deux missions, cependant, un réchauffement différentiel rapide du lac, accompagné de conditions relativement calmes, a entraîné des inversions de température mineures à plusieurs stations. Ces inversions, de seulement 0.05 °C à 0.15 °C, étaient semblables à celles relevées dans le lac Ontario (Lee et Rodgers, 1972) et ne devaient pas vraiment empêcher le mélange vertical.

Au mois de juillet, la barrière thermique s'était dissipée et tout le lac se trouvait stratifié. À cette époque, dans le lac Huron, le mode de circulation anticyclonique domine dans l'épilimnion (GEPLSH, 1977), ce qui se traduit par la présence d'une masse d'eau centrale froide et dense entourée par des eaux chaudes et moins denses. Ce mode de circulation a aussi influé considérablement sur la distribution des éléments nutritifs dans le lac. On a observé une tendance similaire dans la baie Georgienne, mais la morphométrie du bassin et les échanges avec le lac Huron ont empêché l'instauration d'une circulation complètement anticyclonique.

La baisse de la température de l'air à la fin de l'été et à l'automne, associée à la diminution des périodes d'ensoleillement, a conduit à un refroidissement graduel des eaux superficielles. Cela était particulièrement évident dans les zones orientales, peu profondes, de la baie Georgienne au mois de juillet où les températures superficielles étaient inférieures à celles des zones profondes. Le refroidissement et l'enfoncement subséquent des eaux superficielles, combinés au mélange dû au vent, ont entraîné une érosion constante du métalimnion et une augmentation correspondante de l'épaisseur de l'épilimnion. Cet enfoncement progressif de la thermocline dans le lac Huron, de 5 m en juillet à 65 m à la fin d'octobre et en novembre, était exponentiel et pouvait être représenté par l'équation :

$$y = 6.06 \times 10^{-.016a}$$

où y = épaisseur moyenne de l'épilimnion, en mètres, et a = nombre de jours depuis l'établissement de la stratification thermique.

Lors de la dernière mission, seules les stations situées dans les bassins les plus profonds du lac Huron n'étaient pas encore isothermes. Il a été montré que cette stratification résiduelle persistait pendant la majeure partie de l'hiver (Miller et Saylor, 1981).

Les températures de trois masses d'eau (lac entier, 0-10 m et 60-120 m), pondérées en fonction du volume, ont été portées sur un graphique pour illustrer le réchauffement saisonnier dans le lac Huron et la baie Georgienne (figures 5a, 5b). On notera que la température pondérée en fonction du volume dans le lac entier est directement proportionnelle à l'apport de chaleur dans le lac. Le lac Huron a continué de se réchauffer jusqu'à la cinquième mission de septembre/octobre, mais le taux d'accroissement était maximal (0.07 °C/jour) entre juin et la fin de juillet. Un refroidissement graduel s'est amorcé à la fin du mois d'août, avec une diminution de température de l'ordre de 0.03 °C/jour. Ce cycle était en avance dans la baie Georgienne, avec un maximum environ deux semaines

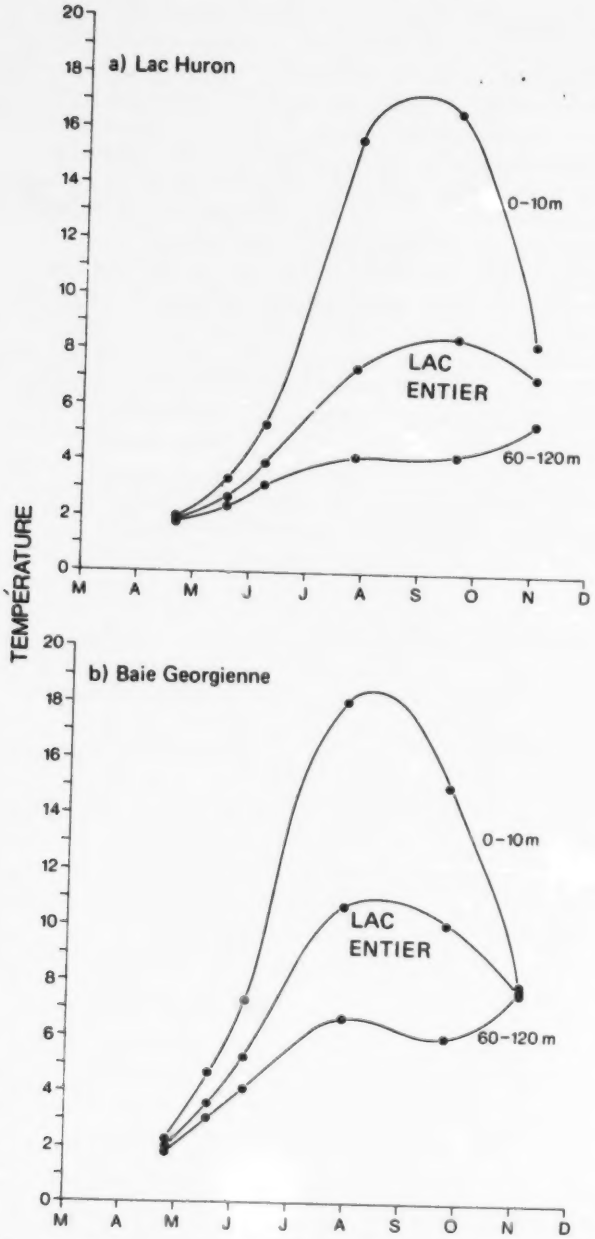


Figure 5. Régime thermique du lac Huron et de la baie Georgienne.

plus tôt et un déclin marqué au moment de la cinquième mission. En outre, les taux de réchauffement et de refroidissement dans la baie Georgienne étaient supérieurs à ceux observés dans le lac Huron, avec un taux d'accroissement maximal de 0.11 °C/jour entre juin et juillet et un taux de diminution maximal de 0.06 °C/jour entre septembre et novembre.

Dans la couche 0–10 m, la variation saisonnière était beaucoup plus prononcée. Après des conditions isothermes en avril, la température de la couche superficielle s'est écartée graduellement de celles du lac entier et de la couche profonde (60–120 m). À l'établissement de la stratification thermique, cet écart a beaucoup augmenté en raison du taux de réchauffement de 0.20 °C/jour entre juin et juillet dans le lac Huron et la baie Georgienne. Avec l'enfoncement progressif de la couche superficielle mélangée après juillet, le taux de réchauffement a diminué à cause de la réduction de la période d'ensoleillement et de l'accroissement de l'entraînement des eaux métalimniques dans l'épilimnion. Entre la mi-septembre et la fin octobre, les températures dans la couche 0–10 m ont diminué au taux de 0.19 °C/jour dans le lac Huron et de 0.17 °C/jour dans la baie Georgienne.

Dans la couche profonde (60–120 m), les variations saisonnières étaient différentes de celles observées dans le lac entier et dans la couche superficielle. Lors des quatre premières missions, on a observé une légère tendance au réchauffement. Cependant, une fois la stratification établie dans tout le lac, ce réchauffement a pratiquement cessé, ce qui indique que l'hypolimnion était effectivement isolé des couches moins profondes et chaudes. On a noté une augmentation de température seulement lorsque la thermocline s'est enfoncée dans cette couche, avant la mission de novembre.

Principaux ions, conductivité, alcalinité et pH

La composition ionique du réseau du lac Huron-baie Georgienne dépend largement de la composition des affluents provenant des bassins versants, des apports atmosphériques et des contributions des lacs Michigan et Supérieur. La lithologie des nombreux bassins versants du réseau varie considérablement. La rive nord de la baie Georgienne et du chenal Nord appartient avant tout au Bouclier précambrien. L'écoulement venant de ces régions présente une faible salinité en raison de la résistance de cette formation aux altérations climatiques. Par contre, les rives sud sont constituées principalement de calcaire dolomitique riche en carbonates et moins résistant aux altérations climatiques. La salinité de l'écoulement provenant de ces régions est comparativement élevée. Le bassin d'alimentation du lac Huron est plus diversifié, bien qu'y prédominent en général divers calcaires dans le nord et des schistes argileux et des grès dans le sud (Sly et Thomas, 1974). Ces formations sont sujettes aux altérations climatiques et servent donc de sources d'ions. Cependant, la composition des eaux du lac Huron dépend aussi fortement des apports des lacs Supérieur et Michigan. La meilleure façon d'évaluer les apports relatifs de ces diverses sources dans le lac Huron et le chenal Nord consiste à examiner la distribution de la conductivité spécifique des eaux

TABLEAU 1. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : conductivité spécifique (µsiemens)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	202.9	202.2	204.0	194.0	192.0	207.6
2	204.9	203.4	203.9	202.2	192.5	209.2
4	203.6	203.3	210.6	206.5	194.0	209.3
5	187.2	182.4	171.7	195.1	184.2	203.3
6	210.3	220.9	221.0	215.0	200.6	231.1
7	203.4	207.0	208.4	184.7	193.1	213.6
8	205.0	206.0	212.7	205.9	193.3	211.0
10	205.5	203.0	210.0	205.2	185.3	209.3
11	209.4	213.2	216.1	209.1	192.6	212.5
12	207.0	207.4	216.2	210.5	195.0	211.5
13	209.0	214.6	217.4	210.3	193.1	217.0
14	200.7	200.3	200.5	204.6	196.2	212.1
15	202.3	202.6	207.7	203.0	195.5	207.6
16	200.1	197.7	198.7	194.3	187.0	203.2
25	203.7	203.3	205.1	200.9	192.3	209.3

1980 CHENAL NORD

Paramètre : conductivité spécifique (µsiemens)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	130.9	131.3	129.6	130.7	144.4	169.0
18	173.4	150.0	150.0	155.1	159.9	176.5
19	ICE	163.0	160.3	160.0	157.6	175.0
25	152.2	151.1	151.2	148.4	154.9	174.1

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : conductivité spécifique (µsiemens)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	186.3	186.3	184.6	182.4	178.1	192.4
2	190.0	190.6	190.1	185.7	180.0	186.9
3	191.0	190.9	192.5	196.2	183.7	190.0
4	191.5	189.0	190.0	186.6	182.1	196.3
5	191.0	190.4	191.1	187.9	182.0	193.9
6	191.9	190.9	193.4	186.0	180.3	195.3
7	191.2	183.9	185.2	183.9	176.7	192.5
8	187.0	176.3	176.9	176.9	172.0	191.2
9	167.7	160.9	166.4	183.6	176.3	194.1
10	190.7	180.0	180.7	184.3	177.4	192.2
25	180.2	184.6	185.4	184.4	177.7	192.5

TABLEAU 2. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : alcalinité (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	76.83	76.85	79.94	75.88	75.63	78.27
2	77.37	77.38	78.39	77.72	79.65	79.85
4	76.43	77.65	75.68	79.76	78.39	80.84
5	73.25	68.91	68.52	79.15	74.95	80.81
6	82.45	84.67	82.38	85.67	82.26	80.87
7	77.74	78.88	81.11	72.40	78.29	79.48
8	78.85	78.33	81.51	80.56	81.88	80.29
10	77.94	77.36	79.36	80.13	76.85	79.65
11	78.34	79.54	77.73	80.86	78.41	81.51
12	76.80	78.81	80.83	80.79	78.74	80.96
13	77.61	81.10	77.64	80.72	79.22	83.71
14	79.57	80.10	81.29	78.15	79.61	80.60
15	75.63	76.47	79.94	79.91	78.19	78.24
16	75.79	74.40	78.69	75.13	73.76	74.79
25	77.10	77.80	78.78	77.98	77.96	79.61

1980 CHENAL NORD

Paramètre : alcalinité (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	51.00	50.82	53.49	53.29	50.63	66.34
18	64.96	58.97	57.66	56.80	61.25	64.17
19	ICE	60.77	60.69	59.17	58.98	60.39
25	57.90	56.73	56.78	56.80	60.17	64.35

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : alcalinité (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	69.11	70.84	72.09	68.75	69.96	69.96
2	71.25	73.00	74.14	70.56	71.68	71.75
3	71.68	73.28	70.17	74.66	74.26	71.51
4	71.38	73.68	74.43	70.11	74.04	72.06
5	71.03	73.09	74.02	70.70	72.00	72.00
6	71.00	73.67	75.45	70.67	72.75	72.95
7	70.52	69.16	70.42	69.55	72.47	71.03
8	69.76	65.22	67.85	66.12	71.01	71.56
9	59.87	58.00	62.29	69.17	69.73	71.12
10	70.60	71.91	73.50	69.46	71.61	72.11
25	69.63	69.80	72.03	69.49	71.75	71.03

TABLEAU 3. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : chlorures, non filtrés (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	5.37	5.58	5.22	5.32	5.54
2	5.40	5.51	5.50	5.35	5.54
4	5.49	5.70	5.75	5.96	5.70
5	4.73	4.11	5.17	5.25	5.40
6	5.97	5.97	5.53	5.62	6.25
7	5.40	5.60	5.06	5.50	5.71
8	5.33	5.01	5.75	5.41	5.57
10	5.45	6.10	5.50	5.59	5.57
11	6.44	6.37	6.07	5.03	5.01
12	5.69	6.10	5.93	6.12	5.70
13	6.00	5.03	5.90	5.92	6.43
14	5.47	5.64	5.62	5.37	5.50
15	5.40	5.50	5.52	5.34	5.37
16	5.22	5.49	5.35	5.21	5.44
25	5.45	5.50	5.50	5.40	5.61

1980 CHENAL NORD

Paramètre : chlorures, non filtrés (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	2.93	2.01	2.77	3.95	4.01
18	4.32	4.39	4.17	4.45	4.51
19	4.44	4.33	4.20	4.50	4.40
25	4.21	3.90	3.75	4.30	4.34

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : chlorures, non filtrés (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
DATES DES MISSIONS	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	5.07	4.77	4.85	4.90	4.91
2	4.70	5.09	4.63	5.00	4.93
3	4.81	5.01	5.20	5.00	5.06
4	4.75	4.97	5.20	4.90	5.09
5	4.92	4.03	4.76	5.09	4.99
6	4.49	4.09	4.67	5.06	5.07
7	4.96	4.90	5.09	4.96	5.13
8	4.55	4.63	4.57	4.70	5.00
9	4.56	4.24	4.63	4.84	4.99
10	4.07	4.07	4.73	4.09	5.03
25	4.77	4.79	4.77	4.92	5.02

superficielles au cours de la période étudiée. Des valeurs superficielles moyennes pondérées en fonction de la surface pour la conductivité, l'alcalinité et les chlorures, résumées par mission et par zone, sont présentées aux tableaux 1, 2 et 3, respectivement pour le lac Huron, le chenal Nord et la baie Georgienne.

La conductivité spécifique est une mesure de la force ionique totale de l'eau et elle est donc proportionnelle aux concentrations des principaux ions. Par ordre d'importance dans le réseau du lac Huron–baie Georgienne, ces ions sont les suivants :

(a) Cations : calcium, magnésium, sodium et potassium

(b) Anions : bicarbonate, sulfate, chlorure

Toutes les concentrations ioniques, sauf celles du bicarbonate, ont été obtenues par dosage direct. Les concentrations de bicarbonate ont été calculées approximativement à partir de l'alcalinité puisque, aux valeurs de pH caractéristiques du lac Huron et de la baie Georgienne (pH 8), l'alcalinité est due en grande partie à l'ion bicarbonate (Hutchinson, 1957).

Lors des deux premières missions de printemps, en avril et mai, la masse d'eau principale du lac Huron était essentiellement homogène avec une conductivité spécifique d'environ 203 μS (1 μSiemen = 1 μmho/cm^2). On a noté deux exceptions principales, dans la zone 6 où la conductivité spécifique était en moyenne de 215 μS, en raison de l'apport superficiel du lac Michigan et des déversements de Cheboygan (Michigan), par l'intermédiaire de la rivière Little Black (figure 6), et dans la zone 5 (185 μS), en raison des apports du lac Supérieur par l'intermédiaire de la rivière St. Marys (figures 7 et 8). On a constaté des effets beaucoup moins importants au large des principaux affluents et/ou des villes situées au sud du lac Huron, attribuables à une urbanisation accrue et à un drainage plus important dans des régions calcaires.

Figure 6. Carte de référence du lac Huron, du chenal Nord et de la baie Georgienne.

L'effet de ces apports sur la composition des eaux du lac Huron augmentait avec la progression de la barrière thermique, en raison de la résistance opposée par cette barre aux échanges d'eau. Par conséquent, l'effet de ces apports s'est fait sentir sur une plus grande surface d'avril à juin (missions 8022201 à 8022203) (figure 9), et les profils verticaux montrent que ces effets se sont fait sentir sur toute la colonne d'eau. À l'établissement de la stratification thermique en juillet, ces effets se sont confinés surtout dans l'épilimnion. Cette diminution résultante de la profondeur de mélange s'est traduite par un élargissement considérable de la zone d'influence d'un grand nombre de ces apports, le plus important étant celui du lac Supérieur (par l'intermédiaire de la rivière St. Marys) dont l'effet s'est fait sentir au-delà de Thunder Bay, le long de la rive occidentale du lac Huron (figure 10). Par contre, les affluents au sud du lac Huron ont eu un effet moindre en raison de la diminution du débit pendant les mois d'été.

Au début de novembre (mission 8022209), l'inversion automnale était pratiquement terminée et, avec la diminution des températures de l'eau, la conductivité a grimpé jusqu'à 209 µS (moyenne à l'échelle du lac pondérée en fonction de la surface) en raison principalement de l'accroissement de la solubilité du calcium à des températures plus basses (Weast, 1972). Le fait le plus remarquable à ce moment-là a été l'élargissement marqué de la zone dans laquelle se faisaient sentir les effets des apports du lac Michigan. Alors qu'au cours des missions précédentes les apports du lac Michigan étaient restés au voisinage immédiat des détroits de Mackinac, ils se déplaçaient maintenant vers le nord du lac Huron, se rapprochant du chenal Main de la baie Georgienne (figure 11).

La distribution de la conductivité dans le chenal Nord est déterminée principalement par les déversements des principaux affluents, surtout de la rivière St. Marys, ainsi que par les échanges avec le lac Huron et, dans une moindre mesure, avec la baie Georgienne (Warry, 1978a). Les modes de circulation mis en évidence par la distribution de la conductivité sont assez complexes dans le chenal Nord. L'influence de la rivière St. Marys se fait sentir presque uniquement à l'extrémité occidentale (zone 17) du chenal Nord, puis dans le lac Huron par l'intermédiaire du passage Detour. Cependant, il semble que l'écoulement ne se répartisse pas également entre les chenaux nord (St. Joseph) et sud (Munuscong) de la rivière. Lors des trois missions d'avril, mai et juin (figures 7, 8 et 9), les effets des deux bras de la rivière St. Marys sur les eaux superficielles du chenal Nord apparaissaient égaux. Par contre, lors des missions de juillet, septembre et octobre, le bras sud exerçait une influence beaucoup plus grande.

Les échanges entre le chenal Nord et le lac Huron sont aussi variables. Rappelons que les eaux de la rivière St. Marys s'écoulent par le passage Detour et, dans une moindre mesure, par le chenal False Detour. L'apport du lac Huron par le détroit de Mississagi équilibre ces sorties d'eau. Pendant la période de non-stratification, d'avril à juin (missions 8022201 à 8022203), l'eau s'écoulait dans le chenal Nord principalement par cette voie, comme le montrent les profils verticaux. Après l'établissement d'une thermocline bien nette en juillet (mission 8022207), on a observé un écoulement stratifié, avec un apport d'eau (dans le chenal Nord) en grande partie confiné à l'hypolimnion. Warry (1978a), utilisant des données de 1974, a établi qu'environ 1.5 x 10^{10} m^3 d'eau passaient du lac Huron au chenal Nord entre mai et octobre, ce qui équivalait à 55 % du volume d'eau provenant de la rivière St. Marys pendant la même période (P. Yee, communication personnelle). Parallèlement à cette observation, on a noté un net accroissement de l'effet de la rivière St. Marys sur le chenal Nord, dû à la fois au fait que l'écoulement du lac Huron était confiné à l'hypolimnion et à la réduction du débit estival des rivières Spanish et Serpent, seuls autres affluents importants du chenal Nord.

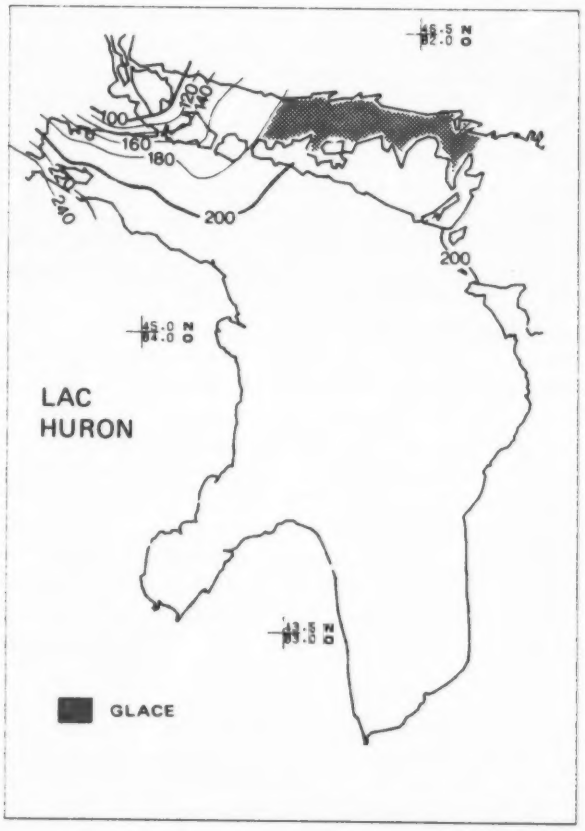


Figure 7. Isoplèthes de conductivité spécifique (µS) à 1 m, mission 8022201.

Figure 8. Isoplèthes de conductivité spécifique (μS) à 1 m, mission 8022202.

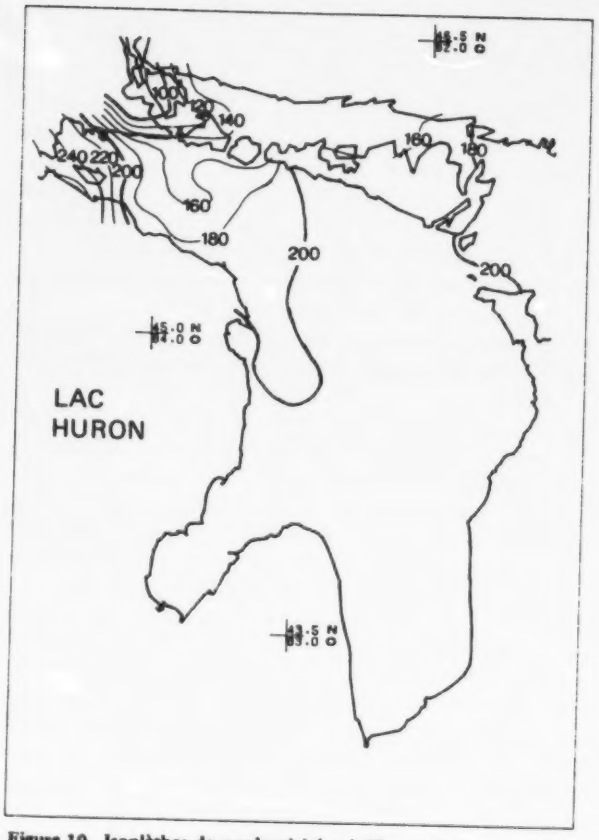


Figure 10. Isoplèthes de conductivité spécifique (μS) à 1 m, mission 8022207.

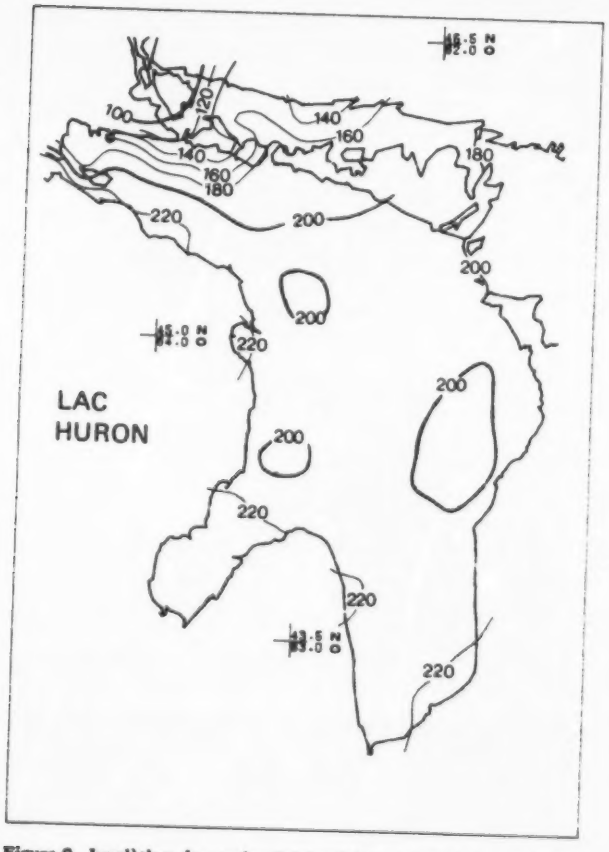


Figure 9. Isoplèthes de conductivité spécifique (μS) à 1 m, mission 8022203.

Figure 11. Isoplèthes de conductivité spécifique (μS) à 1 m, mission 8022209.

Les échanges entre le chenal Nord et la baie Georgienne par le chenal Little Current déterminent la composition ionique dans la zone 19, l'écoulement sur les terres adjacentes apportant seulement une contribution moyenne. En utilisant un bilan de matière pour les chlorures, on a évalué le débit d'échange à 27 m^3/s, dans la direction du chenal Nord (D. Dolan, communication personnelle). Par conséquent, c'est dans cette zone qu'on a mesuré la conductivité moyenne la plus élevée au cours de la période de surveillance, soit 165 μS. La conductivité moyenne était de 164 μS dans la zone 18 et de 139 μS dans la zone 17.

En ce qui concerne la distribution superficielle de la conductivité dans la baie Georgienne, laquelle dépend de la géologie du bassin versant, des échanges avec le lac Huron et des apports de la rivière French, les résultats étaient raisonnablement cohérents pendant toute la période étudiée. Comme on l'avait noté lors des relevés de 1974, on a observé un net gradient sud-ouest - nord-est (Warry, 1978b). Dans les eaux moins profondes le long des côtes nord et est, la conductivité était toujours plus faible, ce qui s'explique par le drainage dans le Bouclier précambrien, alors que les valeurs maximales, observées dans les eaux méridionales et occidentales, étaient dues à la fois à l'apport d'eau superficielle du lac Huron et au drainage dans les calcaires carbonacés de la rive méridionale.

Lors des trois missions printanières (avril à juin), il s'est produit un mélange à l'interface lac Huron-baie Georgienne dans toute la colonne d'eau, mis en évidence par les profils verticaux, et la limite des deux masses d'eau, basée sur la courbe de 200 μS, était nettement définie. Une fois la stratification thermique établie en juillet (mission 8022506), on a observé un écoulement stratifié avec comme résultat un afflux superficiel dans le lac Huron. Warry (1978b) est arrivé à une conclusion similaire à partir de données collectées en 1974. En effectuant un bilan de matière à partir de données de 1980 sur les chlorures, on a trouvé que l'écoulement net dans le lac Huron à cet interface était de 520 m^3/s pendant la période étudiée (D. Dolan, communication personnelle). En dépit de cet échange, la conductivité spécifique dans la baie Georgienne était d'environ 10 μS inférieure à celle du lac Huron, ce qui indique un degré de séparation important entre les deux masses d'eau.

Puisque la conductivité est directement proportionnelle à la teneur de l'eau en ions principaux, l'étude de la distribution ionique devrait permettre de comprendre les mécanismes de variation de la conductivité. Cependant, cette interprétation est limitée par le fait que les principaux cations ont été étudiés pendant la première mission seulement. De plus, bien que les principaux anions aient été monitorés pendant les six missions, on ne dispose pas de résultats pour les chlorures ou les sulfates lors de la première mission en raison de problèmes d'analyse. Par conséquent, il est impossible de calculer des bilans ioniques totaux pour l'une ou l'autre des six missions.

Les distributions superficielles de l'alcalinité, des sulfates et des chlorures dans le lac Huron sont très voisines des distributions de la conductivité, comme le montrent leurs hauts coefficients de corrélation (r = 0.92, 0.77 et 0.84 respectivement). Pour déterminer lequel de ces paramètres a eu la plus grande influence sur la variation de la conductivité, on a soumis les données à des régressions linéaires successives. Cette technique consiste essentiellement à essayer de tenir compte de la variation de la conductivité en considérant l'influence des trois principaux anions par ordre d'importance. Il faut noter que, dans cette analyse, on n'essaie pas d'évaluer la contribution relative des ions à toute la conductivité.

Les résultats de cette analyse montrent que le chlorure était la variable la plus déterminante, comptant pour 84 % de la variation annuelle (c'est-à-dire saisonnière et spatiale) de la conductivité. Sur les autres 16 % l'alcalinité comptait pour environ 3 % et les sulfates pour seulement 0.1 %. Il restait donc environ 13 % des variations non imputables aux principaux anions. Le fait que la conductivité dépendait avant tout de la concentration des chlorures suggère que la composition ionique des eaux du lac Huron dépendait principalement des apports des lacs Michigan et Supérieur. L'ampleur de ces apports est telle qu'elle masque toute variation d'origine biologique des anions moins persistants.

Une analyse similaire des données recueillies dans la baie Georgienne montre que la composition anionique des eaux de la baie diffère notablement de celle des eaux du lac Huron. Alors que, dans le lac Huron, 87 % de la variation pouvaient être attribués aux chlorures, à l'alcalinité et aux sulfates pendant la période s'étendant de mai à novembre, ces trois ions comptaient pour seulement 50 % de la variation de la conductivité dans la baie Georgienne pendant une période similaire. Parmi ces trois ions, l'alcalinité était le facteur le plus important dans la baie Georgienne, comptant pour 46 % des variations. Les sulfates et les chlorures étaient respectivement à l'origine de 3.5 % et 1.0 % du reste des variations.

On peut interpréter de deux façons le fait que près de 50 % de la variation annuelle (mai à novembre) de la conductivité dans la baie Georgienne restent inexpliqués. Premièrement, il est possible qu'une seule équation linéaire ne permette pas de décrire la relation entre les principaux anions et la conductivité pendant la période d'échantillon-

nage. Cela pourrait être le cas si les variations d'origine biologique et/ou les variations observées dans les apports se traduisaient par des relations différentes entre les anions et la conductivité d'une mission à une autre. Une seconde interprétation, qui n'exclut pas nécessairement la première, est qu'une grande partie de ces variations résiduelles peuvent être imputées aux cations.

Pour étudier la première possibilité, on a répété l'analyse de régression sur les données collectées dans la baie Georgienne, mission par mission. Les résultats de cette analyse sont résumés dans le tableau ci-dessous qui donne la variation de la conductivité due aux anions (%) :

Ion	Mission				
	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
Alcalinité	96.7	82.2	88.7	32.6	16.2
Chlorures	0.1	1.6	0.5	12.6	6.3
Sulfates	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0

De mai à juillet (missions 8022502 à 8022506), l'alcalinité était le principal facteur de variation de la conductivité, comptant pour au moins 82 % de ces variations. Cependant, cette influence est tombée à environ 33 % et 16 % en septembre et en novembre, ce qui suggère une influence plus prononcée des autres cations principaux.

Les résultats relatifs aux quatre principaux cations, pondérés en fonction de la surface et exprimés en milliéquivalents, pour les eaux superficielles du lac Huron, du chenal Nord et de la baie Georgienne, sont présentés au tableau 4. Les concentrations absolues variaient d'une zone à une autre, mais les proportions relatives étaient remarquablement cohérentes dans tout le réseau. Par exemple, le calcium, exprimé en pourcentage de la concentration totale de cations (en milliéquivalents), variait de 62.8 % dans la zone 6 du lac Huron à 65.0 % dans la zone 17 du chenal Nord, alors que le magnésium variait de 26.4 % dans la zone 17 à 28.9 % dans la zone 6 du lac Huron. Ces résultats reflètent les compositions ioniques différentes des apports respectifs du lac Michigan et du lac Supérieur. Le sodium variait de 5.8 % dans la zone 8 de la baie Georgienne à 7.7 % dans la zone 9 adjacente, ce qui reflète la différence entre le drainage sur la rive nord et le drainage dans le bassin de la rivière French. Enfin, le potassium variait de 1.0 % dans la zone 5 de la baie Georgienne à 1.6 % dans la zone 17 du chenal Nord.

En ce qui concerne les concentrations absolues, la concentration totale de cations était la plus faible (1.24 epm) dans la zone 17 du chenal Nord, dominée par l'apport du lac Supérieur, et elle était la plus élevée (2.15 epm) dans la zone 11 du lac Huron, ce qui s'explique par l'écoulement dans la baie Saginaw. Dans la baie Georgienne, où les concentrations étaient légèrement inférieures à celles du lac Huron, on a noté une plus grande variation de la concentration totale de cations, d'une zone à une autre. La concentration de cations était la plus faible (1.68 epm) dans la zone 9, dominée par les apports de la rivière French à ce moment, alors que cette concentration était la plus élevée (2.99 epm) dans la zone 8, immédiatement adjacente.

Pour déterminer lesquels des principaux cations contribuaient le plus à la variabilité de la conductivité, on a soumis les données à une analyse de régression multiple. Ainsi, on peut imputer 87.4 % de la variation de la conductivité dans le lac Huron et le chenal Nord au magnésium, alors que les autres cations comptaient pour seulement 1.4 %. Comme c'était le cas avec les anions, la distribution des cations dans la baie Georgienne était plus complexe. Le magnésium comptait pour seulement 47.6 % de la variation, les autres cations étant à l'origine d'un autre 8.7 %. On ne peut pas relier les résultats de cette analyse de régression à ceux obtenus avec les anions car les données ne sont pas complètes. Ces résultats servent simplement à déterminer lesquels des principaux cations et anions influent le plus sur la conductivité.

Éléments nutritifs

La distribution des éléments nutritifs dans les eaux libres du lac Huron et de la baie Georgienne est le résultat des apports anthropogéniques, de la structure thermique, de la régénération dans la colonne d'eau et de l'assimilation par le phytoplancton (Gachter et coll., 1974). Les concentrations étaient généralement maximales au printemps dans les zones littorales, ce qui s'explique par des charges accrues dues à l'écoulement et à la formation d'une barrière thermique qui empêche les échanges entre les masses d'eau littorales et pélagiques. Parallèlement à ces concentrations élevées en éléments nutritifs, on a noté une poussée de croissance du phytoplancton composé principalement de diatomées (Lin et Schelske, 1981; Munawar et Munawar, 1979).

On attribue la croissance printanière des diatomées à une combinaison de facteurs incluant la lumière, la température et le régime physique (Happey, 1970a,b), mais le résultat net est l'assimilation des éléments nutritifs dissous disponibles par de la matière particulaire (phytoplanctonique). Ce processus d'assimilation s'accélère dans les eaux littorales chaudes, riches en éléments nutritifs et, si le taux d'assimilation dépasse le taux de la charge en éléments nutritifs, ce processus peut entraîner une déplétion dans les eaux littorales par rapport aux eaux pélagiques. Ce phénomène est illustré au tableau 5 pour cinq éléments nutritifs : phosphore total (PT), phosphore réactif soluble (PRS),

TABLEAU 4. CONCENTRATION DES CATIONS (EPM) DANS LE LAC HURON, LE CHENAL NORD ET LA BAIE GEORGIENNE : MISSIONS 8022201 ET 8022501

LAC HURON

ZONE	CALCIUM	MAGNÉSIUM	SODIUM	POTASSIUM	Σ
1	1.307	0.584	0.144	0.026	2.061
2	1.317	0.584	0.144	0.026	2.068
4	1.347	0.609	0.152	0.026	2.134
5	1.238	0.543	0.148	0.023	1.952
6	1.322	0.609	0.148	0.026	2.105
7	1.307	0.584	0.148	0.026	2.065
8	1.352	0.600	0.152	0.026	2.130
10	1.342	0.592	0.152	0.026	2.112
11	1.362	0.600	0.161	0.026	2.149
12	1.317	0.592	0.144	0.023	2.076
13	1.317	0.584	0.139	0.023	2.063
14	1.332	0.600	0.144	0.023	2.099
15	1.312	0.576	0.152	0.026	2.066
16	1.307	0.584	0.148	0.028	2.067
25	1.317	0.584	0.148	0.026	2.075

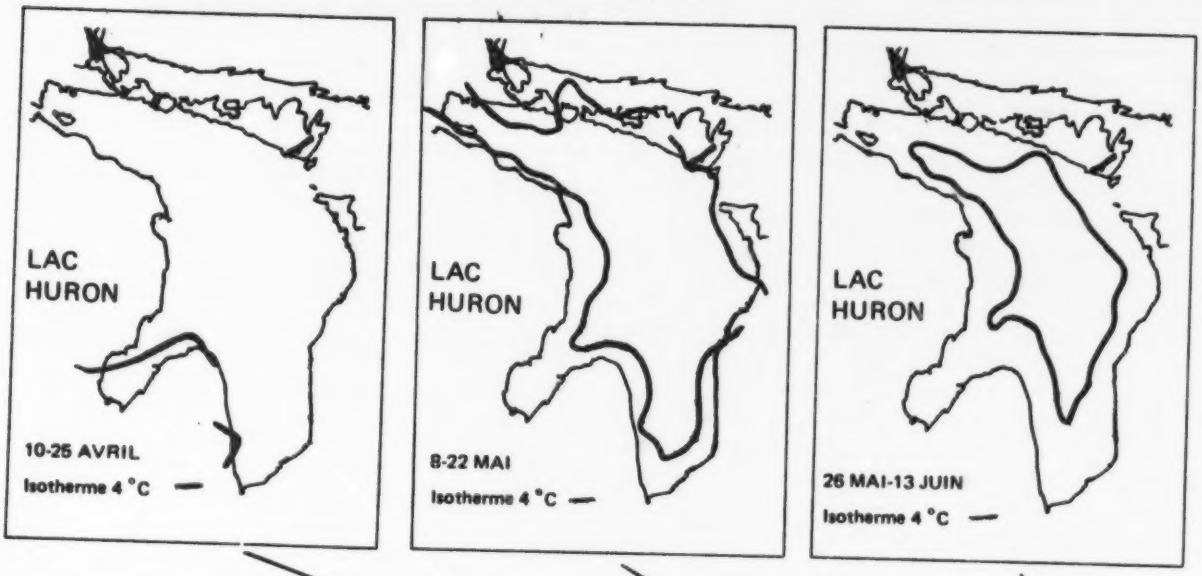
CHENAL NORD

ZONE	CALCIUM	MAGNÉSIUM	SODIUM	POTASSIUM	Σ
17	0.808	0.329	0.087	0.020	1.244
18	1.113	0.485	0.135	0.026	1.759
19	ICE	ICE	ICE	ICE	ICE
25	0.961	0.407	0.111	0.022	1.501

BAIE GEORGIENNE

ZONE	CALCIUM	MAGNÉSIUM	SODIUM	POTASSIUM	Σ
1	1.213	0.535	0.139	0.023	1.910
2	1.297	0.568	0.130	0.023	2.018
3	1.327	0.592	0.117	0.020	2.056
4	1.208	0.535	0.126	0.020	1.889
5	1.233	0.543	0.135	0.020	1.931
6	1.248	0.543	0.135	0.020	1.946
7	1.257	0.543	0.148	0.023	1.971
8	1.362	0.592	0.122	0.023	2.099
9	1.068	0.461	0.130	0.023	1.682
10	1.277	0.559	0.135	0.023	1.994
25	1.262	0.551	0.135	0.023	1.971

TABLEAU 5. VARIATION DE LA CONCENTRATION D'ÉLÉMENTS NUTRITIFS DE PART ET D'AUTRE DE LA BARRIÈRE THERMIQUE



PARAMÈTRE		10-25 AVRIL	8-22 MAI	16 MAI-13 JUIN
PHOSPHORE TOTAL (µg/L)	LITTORAL	6.5	5.8 **	4.7
	LARGE	5.5	4.7	4.4
PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE (µg/L)	LITTORAL	1.1	0.6	0.7
	LARGE	1.0	0.6	0.8
SILICE RÉACTIVE SOLUBLE (mg/L)	LITTORAL	1.4 **	1.2 **	1.2 **
	LARGE	1.5	1.5	1.5
NITRATES + NITRITES (µg/L)	LITTORAL	308.0	295.3	292.6
	LARGE	290.1	282.2	296.8
AMMONIAC (µg/L)	LITTORAL	2.4	1.6	2.4
	LARGE	2.2	1.6	2.1

**DIFFÉRENCE SIGNIFICATIVE (P>0.05)

silice réactive soluble (SRS), nitrates + nitrites filtrés (NO_3+NO_2), et ammoniac filtré (NH_3). La progression de la barrière thermique lors des trois premières missions est représentée par l'isotherme de 4 °C dans les trois figures, et les concentrations superficielles moyennes (1 m) relevées dans les stations littorales et au large sont données au-dessous. Sur les quatre formes dissoutes données, seule la silice réactive soluble présentait une déplétion constante et non négligeable ($p < 0.001$) dans la zone littorale, pour les trois missions, ce qui reflète la grande demande des diatomées. Le phosphore réactif soluble, dont la concentration décroît rapidement à des niveaux limites dans les lacs Érié et Ontario, présentait une déplétion pratiquement négligeable ($p < 0.01$) lors de la troisième mission.

À l'établissement de la stratification thermique, l'épilimnion et l'hypolimnion sont effectivement isolés l'un de l'autre. Des pertes subséquentes de fractions colloïdales et particulaires de la zone trophogène se traduisent par un minimum estival dans les zones superficielles, alors que la

décomposition de ces substances dans la zone tropholytique enrichit les fractions solubilisées dans l'hypolimnion. Ce processus est illustré à la figure 12 pour PT, PRS, (NO_3+NO_2), NH_3 et SRS. En général, les concentrations des éléments nutritifs dans l'épilimnion augmentaient en automne lorsque l'enfoncement de la thermocline incorpore des eaux hypolimniques riches en éléments nutritifs. Cette distribution bimodale, avec des maximums au printemps et en automne, est caractéristique des lacs dimictiques moyennement productifs.

Phosphore

L'un des objectifs de l'accord de 1978 sur la qualité de l'eau des Grands lacs est de conserver l'état oligotrophe et la biomasse relative des algues du lac Huron. Plusieurs auteurs ont démontré que la croissance du phytoplancton dans le lac Huron est généralement limitée par la quantité de phosphore disponible (Lin et Schelske, 1981; Schelske et Roth, 1973). Des programmes ont donc été mis sur pied, là où c'était nécessaire, pour limiter l'apport de phosphore. Pour évaluer l'efficacité de ces programmes correctifs, ainsi que pour déterminer les sources d'approvisionnement importantes et les concentrations ambiantes, on a entrepris de monitorer les concentrations de phosphore dans le lac Huron, le chenal Nord et la baie Georgienne. On a mesuré trois formes de phosphore : le phosphore total (PT) qui comprend le phosphore particulaire (c'est-à-dire le phosphore qui se trouve dans la matière vivante et le phosphore absorbé sur des complexes inorganiques ou de la matière organique détritique) et le phosphore dissous (orthophosphates, polyphosphates et colloïdes organiques); le phosphore filtré total (PFT) qui est une mesure du phosphore dissous; et le phosphore réactif soluble (PRS) qui correspond à peu près aux orthophosphates (c'est-à-dire la fraction du PFT la plus facilement disponible pour le phytoplancton). On notera que la concentration de phosphore réactif soluble peut être supérieure à la concentration d'orthophosphate.

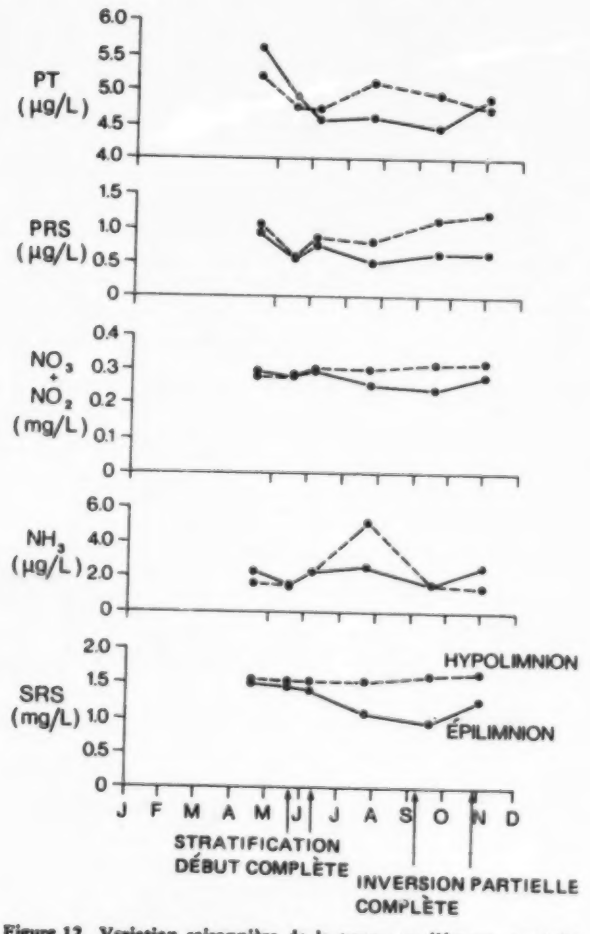


Figure 12. Variation saisonnière de la teneur en éléments nutritifs de l'épilimnion et de l'hypolimnion.

Les distributions superficielles de la concentration de PT dans les couches supérieures du lac Huron et de la baie Georgienne sont présentées pour les missions d'avril et de mai (figures 13 à 16), lorsque l'écoulement printanier était maximal, ce qui permet de définir les sources des apports anthropogéniques et des apports des affluents. En outre, les valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface des concentrations de PT, PFT et PRS sont données par zone et par mission aux tableaux 6, 7 et 8, respectivement, pour montrer l'influence relative de ces apports sur la qualité de l'eau ambiante.

Les concentrations de PT étaient faibles dans tout le réseau, avec une moyenne de 5.0 µg/L de P (moyenne pondérée en fonction de la surface) dans les eaux superficielles du lac Huron et de 4.2 µg/L de P dans la baie Georgienne pendant la période avril-novembre, ce qui laisse entendre que le lac Huron et la baie Georgienne sont oligotrophes (Dobson et coll., 1974). Par contre, les concentrations dans le lac Ontario sont environ trois fois plus élevées, avec une moyenne de 14.0 µg/L de P (Neilson, 1983). Dans le lac Huron, les valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface, par zone, étaient les plus élevées en avril au voisinage de la rivière St. Marys (zone 5, 6.2 µg/L de P), des détroits de Mackinac (zone 6, 7.4 µg/L de P), de Cheboygan (zone 7, 7.1 µg/L de P) et près de la rive ontarienne au sud du lac Huron (zone 13, 7.9 µg/L de P). Il existe en fait plusieurs sources importantes le long de la rive ontarienne au sud du lac Huron. Ces apports viennent des villes de Grand Bend, Bayfield, Goderich, Port Albert et Kincardine ainsi que des rivières Bayfield, Maitland et Ausable. Il est difficile de distinguer les effets

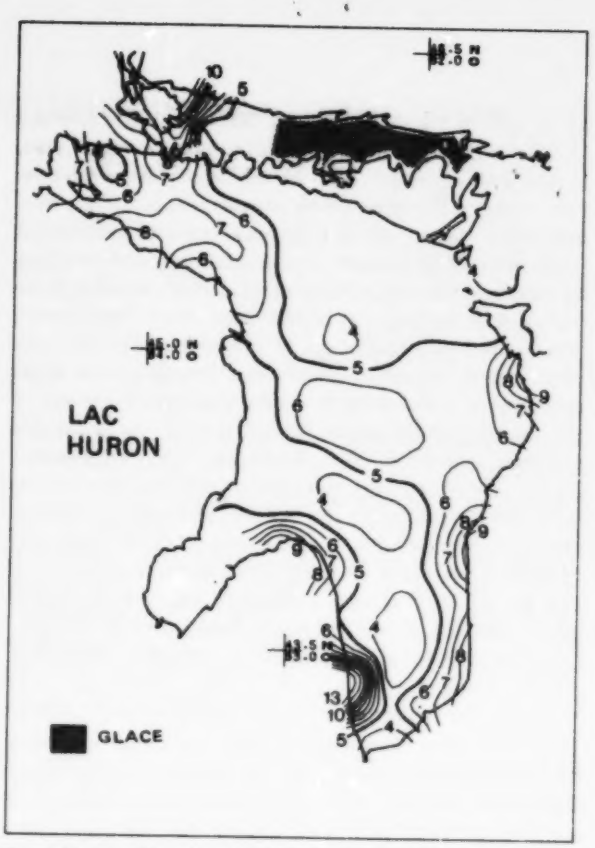


Figure 13. Isoplèthes du phosphore total (µg/L de P) à 1 m, mission 8022201.

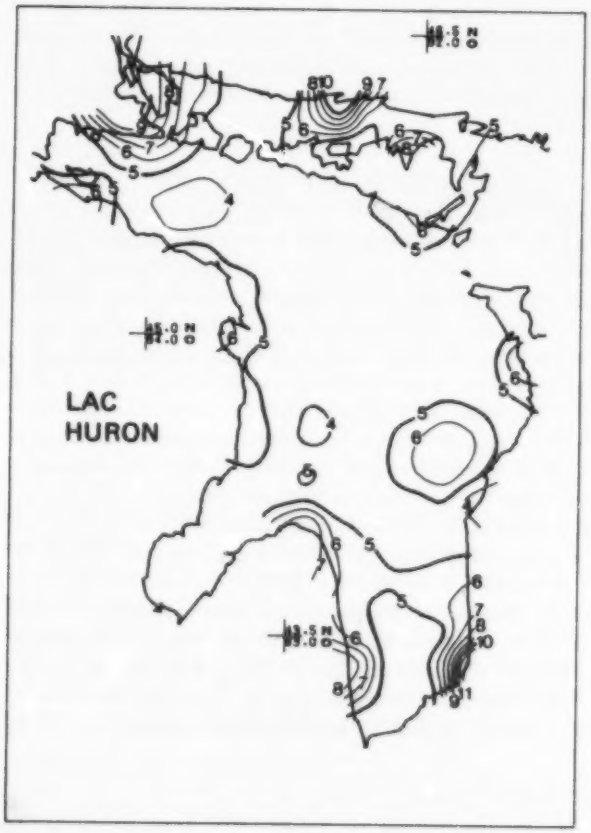


Figure 14. Isoplèthes du phosphore total (µg/L de P) à 1 m, mission 8022202.

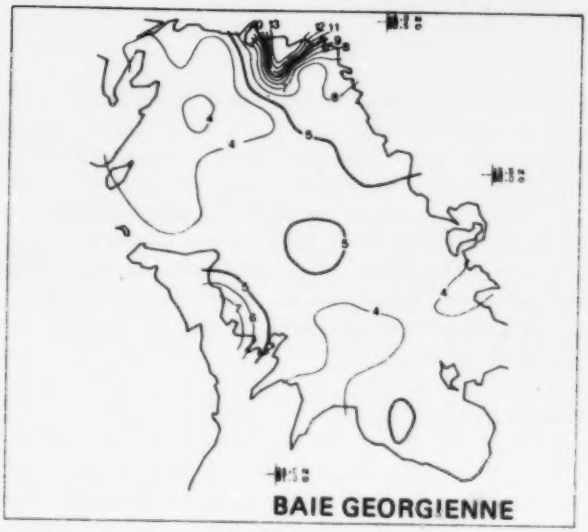


Figure 15. Isoplèthes du phosphore total (µg/L de P) à 1 m, mission 8022501.

des affluents et des déversements municipaux, mais il est évident, d'après les figures 13 et 14, que ces apports nuisent à la qualité des eaux adjacentes. Le Groupe d'étude de la pollution des lacs Supérieur et Huron (1977) a observé des concentrations de phosphore élevées au large de Goderich et de la rivière Maitland, ainsi que des charges printanières maximales de phosphore et d'azote quatre à cinq fois plus élevées qu'en 1966. Si on compare les résultats de 1980 aux conditions établies en 1971, il semble que la qualité de l'eau ne s'est pas améliorée et que les conditions se sont en fait probablement détériorées.

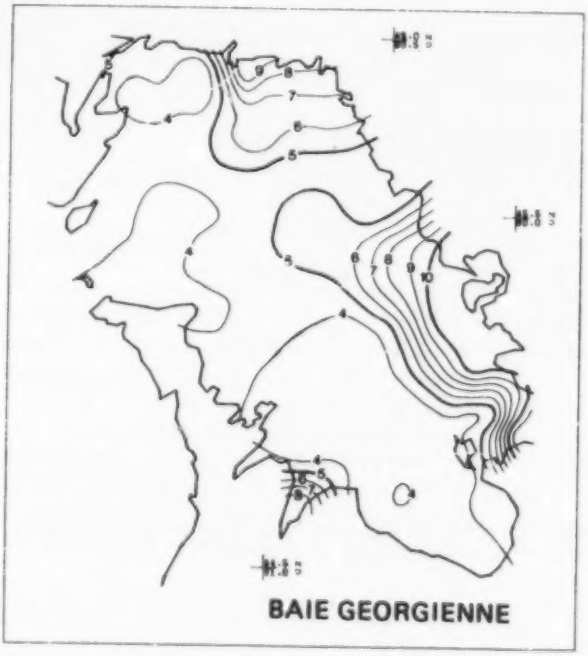


Figure 16. Isoplèthes du phosphore total (µg/L de P) à 1 m, mission 8022502.

TABLEAU 6. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : phosphore total (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	.0050	.0045	.0042	.0044	.0051	.0047
2	.0055	.0040	.0046	.0046	.0039	.0049
4	.0046	.0049	.0040	.0037	.0039	.0046
5	.0062	.0049	.0041	.0044	.0051	.0056
6	.0074	.0055	.0046	.0040	.0050	.0054
7	.0071	.0047	.0038	.0038	.0053	.0047
8	.0047	.0051	.0049	.0046	.0045	.0055
10	.0047	.0048	.0049	.0041	.0035	.0047
11	.0063	.0057	.0052	.0044	.0041	.0059
12	.0059	.0050	.0052	.0040	.0039	.0072
13	.0079	.0075	.0048	.0045	.0050	.0070
14	.0064	.0049	.0046	.0048	.0041	.0059
15	.0041	.0047	.0046	.0033	.0036	.0046
16	.0051	.0050	.0039	.0035	.0053	.0045
25	.0055	0049	.0045	.0043	.0044	.0051

1980 CHENAL NORD

Paramètre : phosphore total (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	.0070	.0060	.0047	.0064	.0062	.0075
18	.0047	.0056	.0050	.0042	.0045	.0059
19	ICE	.0062	.0046	.0053	.0052	.0053
25	.0063	.0050	.0048	.0050	.0051	.0063

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : phosphore total (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022501	0022502	0022503	0022506	0022507	0022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/10. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	.0042	.0046	.0036	.0038	.0044	.0049
2	.0037	.0046	.0043	.0025	.0041	.0038
3	.0040	.0040	.0039	.0033	.0038	.0036
4	.0053	.0042	.0037	.0038	.0034	.0038
5	.0044	.0040	.0039	.0042	.0042	.0044
6	.0043	.0039	.0033	.0033	.0040	.0041
7	.0045	.0054	.0047	.0044	.0038	.0049
8	.0047	.0075	.0043	.0036	.0039	.0043
9	.0062	.0061	.0051	.0028	.0044	.0050
10	.0044	.0046	.0041	.0034	.0035	.0043
25	.0046	.0051	.0041	.0035	.0038	.0043

TABLEAU 7. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : phosphore filtré total (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	.0029	.0023	.0021	.0022	.0023	.0023
2	.0030	.0023	.0023	.0023	.0020	.0025
4	.0027	.0022	.0024	.0023	.0022	.0027
5	.0041	.0021	.0021	.0024	.0021	.0019
6	.0048	.0021	.0020	.0022	.0020	.0022
7	.0034	.0021	.0019	.0021	.0021	.0023
8	.0022	.0026	.0025	.0026	.0023	.0024
10	.0025	.0022	.0021	.0022	.0020	.0024
11	.0030	.0026	.0023	.0024	.0022	.0029
12	.0028	.0025	.0029	.0028	.0023	.0037
13	.0027	.0026	.0023	.0024	.0021	.0030
14	.0032	.0024	.0022	.0021	.0019	.0023
15	.0022	.0026	.0021	.0022	.0022	.0020
16	.0030	.0023	.0021	.0021	.0021	.0022
25	.0030	.0023	.0022	.0023	.0021	.0025

1980 CHENAL NORD

Paramètre : phosphore filtré total (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	.0039	.0023	.0021	.0027	.0021	.0025
18	.0025	.0026	.0023	.0023	.0021	.0022
19	ICE	.0030	.0020	.0025	.0024	.0025
25	.0032	.0026	.0022	.0024	.0021	.0023

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : phosphore filtré total (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	.0023	.0024	.0019	.0023	.0021	.0022
2	.0017	.0020	.0018	.0017	.0020	.0019
3	.0021	.0025	.0019	.0023	.0019	.0018
4	.0023	.0018	.0016	.0020	.0019	.0019
5	.0019	.0022	.0021	.0022	.0022	.0019
6	.0021	.0018	.0017	.0020	.0023	.0023
7	.0024	.0022	.0020	.0021	.0020	.0021
8	.0026	.0022	.0018	.0021	.0019	.0019
9	.0031	.0031	.0021	.0018	.0021	.0022
10	.0023	.0021	.0018	.0019	.0020	.0022
25	.0023	.0022	.0019	.0020	.0020	.0021

TABLEAU 8. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : phosphore réactif soluble (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	.0009	.0005	.0008	.0004	.0007	.0007
2	.0011	.0006	.0008	.0006	.0007	.0007
4	.0009	.0006	.0009	.0006	.0007	.0008
5	.0010	.0005	.0008	.0003	.0009	.0006
6	.0010	.0007	.0008	.0004	.0009	.0005
7	.0010	.0006	.0008	.0004	.0007	.0007
8	.0007	.0006	.0008	.0005	.0006	.0007
10	.0011	.0006	.0006	.0004	.0007	.0006
11	.0008	.0007	.0007	.0005	.0007	.0006
12	.0008	.0010	.0007	.0013	.0011	.0011
13	.0007	.0006	.0006	.0009	.0009	.0016
14	.0008	.0006	.0008	.0004	.0007	.0005
15	.0008	.0005	.0006	.0005	.0005	.0005
16	.0009	.0005	.0007	.0004	.0004	.0006
25	.0009	.0006	.0008	.0005	.0007	.0007

1980 CHENAL NORD

Paramètre : phosphore réactif soluble (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	.0011	.0006	.0007	.0004	.0008	.0007
18	.0010	.0008	.0006	.0005	.0008	.0005
19	ICE	.0008	.0007	.0005	.0010	.0006
25	.0010	.0008	.0006	.0005	.0008	.0006

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : phosphore réactif soluble (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	.0006	.0007	.0008	.0011	.0008	.0004
2	.0008	.0007	.0006	.0003	.0012	.0004
3	.0009	.0008	.0006	.0004	.0007	.0004
4	.0009	.0005	.0006	.0003	.0008	.0004
5	.0006	.0006	.0007	.0004	.0008	.0003
6	.0004	.0006	.0006	.0003	.0006	.0003
7	.0006	.0006	.0007	.0004	.0006	.0004
8	.0006	.0004	.0005	.0003	.0006	.0003
9	.0006	.0004	.0006	.0005	.0006	.0003
10	.0007	.0005	.0007	.0003	.0006	.0004
25	.0007	.0005	.0006	.0004	.0007	.0004

En ce qui concerne les eaux littorales bordant le Michigan, on a observé deux zones principales où la qualité de l'eau s'était détériorée : au large de Lexington (Michigan) et dans la zone influencée par les eaux provenant de la baie Saginaw. En fait, c'est dans la station immédiatement au large de Lexington qu'on a relevé la concentration de phosphore total la plus élevée en 1980, soit 13.2 µg/L de P. Par contre la qualité de l'eau au voisinage de la baie Saginaw s'était notablement améliorée depuis 1971. En 1971, des valeurs supérieures à 10 µg/L de P étaient courantes au large et au sud de la baie Saginaw, alors qu'en 1980, la valeur la plus élevée était de 9.6 µg/L de P, valeur relevée seulement à la station 94 au cours de la première mission. On a constaté une amélioration non négligeable en 1980 dans la baie Thunder, dans le lac Huron, qui reçoit des apports d'Alpena, du Michigan et de la rivière Thunder Bay. Dans cette zone, la valeur maximale observée en 1980 était de 7.2 µg/L de P, comparativement à 10.4 µg/L de P en 1971.

Comme on pouvait le prévoir d'après la distribution de la conductivité, les concentrations de PT dans le chenal Nord reflétaient les conditions de trois masses d'eau différentes. Dans la zone 18, qui reçoit un volume d'eau non négligeable du lac Huron par le chenal False Detour et par le détroit de Mississagi, les concentrations des éléments nutritifs étaient caractéristiques de celles du lac Huron, avec une valeur moyenne pondérée en fonction de la surface de 5.0 µg/L de P pendant la période étudiée, comparativement à 4.8 µg/L de P dans la zone 1 du lac Huron. Les valeurs légèrement plus élevées observées dans la zone 18 étaient probablement dues aux apports des rivières Serpent et Spanish (figure 14), seules rivières importantes autres que la St. Marys qui se jettent dans le chenal Nord. Dans la zone 19, malgré un certain apport de la zone 1 de la baie Georgienne où les concentrations de PT étaient en moyenne de 4.3 µg/L de P d'avril à novembre, les concentrations étaient nettement plus élevées (5.3 µg/L de P), ce qui indique l'existence de sources d'approvisionnement locales mineures. Le résultat le plus caractéristique était la valeur constamment plus élevée de la concentration de phosphore total relevée dans la zone 17, attribuable aux apports de la rivière St. Marys. La valeur moyenne de la concentration de PT pondérée en fonction de la surface pendant la période étudiée était de 6.4 µg/L de P, ce qui représentait la moyenne la plus élevée relevée dans une zone du réseau du lac Huron-baie Georgienne. Si on considère que le débit mensuel moyen de la rivière St. Marys était d'environ 2200 m^3/s en 1980 (P. Yee, communication personnelle), cela représentait un apport de phosphore dans le lac Huron non négligeable, charge probablement attribuable aux villes de Sault Ste. Marie (Ontario) et Sault Ste. Marie (Michigan).

Dans la baie Georgienne, c'est dans la zone 9 que la concentration moyenne était la plus élevée d'avril à novembre, soit 4.9 µg/L de P (moyenne pondérée en fonction de la surface). Cette valeur est à peine plus élevée que la valeur moyenne de 4.8 µg/L de P relevée dans la zone 1 du lac Huron, mais elle représente un accroissement de 22 % par rapport à la zone centrale (zone 10) de la baie Georgienne. D'après les figures 15 et 16, il est évident que ces valeurs élevées étaient dues à des apports de la rivière French, principale rivière qui se jette dans la baie Georgienne. Les valeurs élevées relevées au large de la rivière French (respectivement 15.3 µg/L et 9.4 µg/L de P) lors des deux premières missions ont été attribuées au débit de la rivière pendant le dégel. Deux semaines avant la mission d'avril (8022501), le débit est passé de 120 m^3/s à 460 m^3/s en sept jours à la suite d'un dégel soudain (Environnement Canada, 1981). Ce débit est retombé à 380 m^3/s lors des deux premières missions d'avril et de mai. En juin (mission 8022503), le débit avait diminué de plus de la moitié (170 m^3/s), et la concentration de PT au large était tombée à 6.8 µg/L de P. En juillet (mission 8022506), le débit moyen était de 80 m^3/s et on a noté que la rivière n'avait aucune influence apparente sur les eaux de la baie.

Les concentrations de PT étaient également plus élevées dans la zone 8 que dans la zone 10, surtout lors de la mission de mai (8022502) (figure 16). Cette zone peu profonde se caractérise par une myriade de baies et de goulets, et ces valeurs élevées sont probablement attribuables à une remise en suspension importante des sédiments et aux déversements des eaux domestiques des nombreux chalets. Dans la zone 7, qui reçoit des apports de Penetanguishene, Midland, Meaford et de la rivière Severn, les concentrations étaient aussi élevées. Pendant la période étudiée, la moyenne était de 14 % plus élevée que celle de la zone 10. Dans la zone 5 adjacente à Collingwood, désignée par le Groupe d'étude de la pollution des lacs Supérieur et Huron (1977) comme site d'enrichissement local, les concentrations moyennes de PT étaient seulement légèrement supérieures (7 %) à celles relevées au large, malgré les déversements des deux plus grosses usines d'épuration (CMI, 1979). Cela représente une légère amélioration par rapport à 1974 (GEPLSH, 1977; Warry, 1978b).

Le phosphore filtré total (PFT) représentait environ 50 % du phosphore total, avec une valeur moyenne pondérée en fonction de la surface de 2.4 µg/L de P dans le lac Huron et le chenal Nord et de 2.1 µg/L de P dans la baie Georgienne (moyennes des valeurs obtenues lors des six missions). Il a été impossible d'établir une bonne relation linéaire entre les concentrations de PT et de PFT relevées lors de l'une ou l'autre des missions dans le lac Huron et la baie Georgienne. De plus, la variabilité des concentrations de PFT était beaucoup moins grande que celle des concentrations de PT, ce qui montre que les deux paramètres ne dépendaient pas des mêmes mécanismes environnementaux.

En plus d'une faible variation spatiale, les concentrations de PFT présentaient une faible variation saisonnière. On n'a pas observé de déplétion estivale appréciable qui pourrait être associée à une absorption par le phytoplancton. Ce résultat contraste avec les résultats de 1974 concernant la baie Georgienne. Warry (1978b) avait noté en effet une diminution d'au moins 50 % des concentrations de PFT d'avril à mai.

Contrairement au phosphore filtré total, le phosphore particulaire total (égal à PT-PFT) présentait une forte corrélation avec PT ($r > 0.90$) pour toutes les missions du lac Huron, du chenal Nord et de la baie Georgienne, ce qui indique une forte association entre les deux paramètres. À l'échelle du lac, les concentrations de PPT étaient en moyenne égales à environ 50 % des concentrations de PT. Les zones où le rapport PPT:PT présentait la plus grande variation (0.25 à 0.67) étaient les zones littorales et plus particulièrement les zones situées au sud du lac Huron, où les effets de la remise en suspension des sédiments, des apports des affluents et de la croissance du phytoplancton se font considérablement sentir. Le rapport PPT:PT a présenté un maximum au printemps et un minimum en été, par suite d'un déclin des apports des affluents qui se traduit par une diminution de la charge en particules, d'un déclin de la croissance du phytoplancton qui se traduit par une réduction de l'assimilation, et du dépôt de la matière particulaire dans l'hypolimnion.

On a observé un phénomène semblable dans la baie Georgienne, avec un rapport maximal au printemps de 0.70 dans la zone 8 et un rapport minimal en été de 0.29 dans la zone 2. L'augmentation rapide du rapport moyen PPT:PT notée entre avril et mai 1974 (d'environ 0.27 à 0.55) et attribuée à une absorption rapide par le phytoplancton (Warry, 1978b) n'a pas été observée en 1980.

Lorsqu'on a tracé les droites de régression pour le rapport PPT:PT en fonction de PT avec les données relevées dans le lac Huron et la baie Georgienne, on a noté une corrélation et une pente croissantes qui atteignent un maximum lors des missions de juillet (8022506 et 8022207), pour ensuite redécroître. Cela signifie que, pendant l'été, le rapport PPT:PT était proportionnel aux concentrations de PT (lorsque la concentration de PT était plus élevée, la concentration de PPT était proportionnellement plus élevée). Un examen des données a mis en relief deux facteurs principaux à l'origine de la distribution du phosphore lors de ces missions. En général, dans les stations où les concentrations de PT étaient plus élevées lors de la mission de juillet, on a observé une faible déplétion depuis les missions de printemps et, dans de nombreux cas, on a même noté une augmentation. Il s'agit des zones où les effets des affluents et des apports anthropogéniques se faisaient le plus sentir, donc des zones qui recevaient des charges de particules relativement élevées. Il semble que les valeurs faibles de PT soient surtout imputables à l'assimilation par le phytoplancton, avec des pertes subséquentes dues au dépôt de la matière particulaire. La déplétion était probablement plus intense dans les zones où les concentrations de PT étaient les plus faibles. Lors des autres missions, toute autre relation était masquée par d'autres processus comme la remise en suspension des sédiments et le profond mélange vertical de la colonne d'eau en l'absence de thermocline.

Le phosphore réactif soluble (PRS) constituait environ 30 % du PFT et 15 % du PT, avec des valeurs moyennes printanières pondérées en fonction de la surface de 0.9 µg/L de P dans le lac Huron et 0.7 µg/L de P dans la baie Georgienne. On a observé des valeurs maximales de 1.1 µg/L de P (moyenne pondérée en fonction de la surface) dans les zones 2 et 10 du lac Huron, probablement un vestige de circulation hivernale et une conséquence de la faible quantité de phytoplancton. On a aussi noté des concentrations élevées dans le chenal Nord (1.1 µg/L de P), lors de la mission d'avril (8022201), dues à des apports de la rivière St. Marys, et dans la zone 12 lors de la mission de mai (8022202) (1.0 µg/L de P), dues à des concentrations élevées au large de Lexington (Michigan).

Au mois de juillet, lorsque les concentrations de chlorophylle *a* (c'est-à-dire la biomasse instantanée du phytoplancton) étaient minimales, et par suite quand les éléments nutritifs étaient limités, on a observé des concentrations minimales de PRS à la fois dans le lac Huron (0.5 µg/L de P) et dans la baie Georgienne (0.4 µg/L de P). Dans les zones pélagiques du lac Huron (zones 1 et 2) et de la baie Georgienne (zone 10), où les influences littorales se font moins sentir, on a observé des déplétions respectives de 50 % et 57 % par rapport aux maximums printaniers. Des études d'enrichissement ont démontré que les populations estivales du phytoplancton étaient limitées par la quantité de phosphore disponible (Schelske et coll., 1974), mais les concentrations de PRS n'ont pourtant jamais été inférieures à 0.2 µg/L de P. Cela signifie que le lac Huron et la baie Georgienne sont dans un état oligotrophe, les réseaux plus eutrophes comme le lac Ontario présentant des minimums estivaux inférieurs aux concentrations détectables (0.1 µg/L de P) (M. Neilson, communication personnelle).

Avec l'inversion automnale et l'entraînement résultant des eaux hypolimniques, les valeurs de la concentration superficielle de PRS ont augmenté à nouveau pour atteindre une valeur moyenne pondérée en fonction de la surface de 0.7 µg/L de P dans le lac Huron et la baie Georgienne. Les rapports résultants PRS:PFT et PRS:PT étaient respectivement de 27 % et 18 % pour le lac Huron et de 34 % et 18 % pour la baie Georgienne, et semblables à ceux du printemps.

Azote

Les principales sources d'azote pour un lac sont la charge atmosphérique, la fixation d'azote et les apports des eaux de drainage superficielles et souterraines. Ces apports sont équilibrés par des pertes dans les effluents, la dénitrification bactérienne et la sédimentation. Si on considère la charge totale du lac Huron, l'apport atmosphérique est beaucoup plus important pour l'azote (37 %) que pour le phosphore (14 %) (GEPLSH, 1977). Étant donné qu'il est pratiquement impossible d'agir sur cette source, et puisque la croissance du phytoplancton est limitée par la quantité de phosphore disponible, il n'existe pas de mesures visant à limiter les apports d'azote.

On a mesuré quatre des nombreuses formes d'azote présentes en eau douce : les nitrates + nitrites, l'ammoniac, l'azote Kjeldahl total (NKT) et l'azote particulaire total (NPT). L'azote sous forme de (NO_3 + NO_2) et de NH_3 est facilement assimilable par le phytoplancton. Le NKT (à l'exclusion de NH_3) est une mesure de l'azote organique total, à la fois particulaire et dissous. Il inclut des produits de processus biologiques tels que des aminoacides, des polypeptides et des protéines. Les concentrations de NPT ont été recueillies comme indicateur de biomasse et seront donc examinées sous le titre «Indicateurs du phytoplancton».

Les valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface de (NO_3 + NO_2), NH_3 et NKT dans le lac Huron, le chenal Nord et la baie Georgienne sont données respectivement aux tableaux 9, 10 et 11. Les concentrations de nitrates + nitrites (moyennes des six missions) étaient plus élevées dans le lac Huron (274 µg/L de N) et le chenal Nord (271 µg/L de N) que dans la baie Georgienne (253 µg/L de N). C'est dans les zones littorales du sud du lac Huron, plus précisément dans les zones 11, 12, 13 et 14 qu'on a relevé les valeurs pondérées en fonction de la surface les plus élevées (supérieures à 300 µg/L de N) entre avril et juin 1980. La rive sud du lac Huron est composée principalement de roches sédimentaires, à haute teneur en azote inorganique (Sly et Thomas, 1974). L'érosion de ces roches doit donc contribuer à la concentration élevée de (NO_3 + NO_2) dans ces eaux méridionales. En outre, il est évident, d'après les cartes de distribution superficielle (figures 17 et 18), que ces concentrations élevées étaient associées à la fonte printanière des neiges dans le bassin

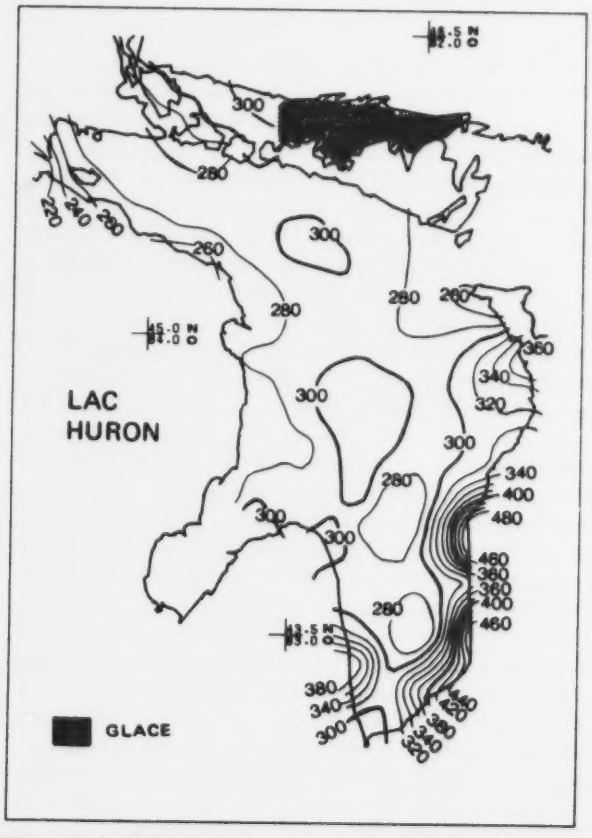


Figure 17. Isoplèthes des nitrates + nitrites (µg/L de N) à 1 m, mission 8022201.

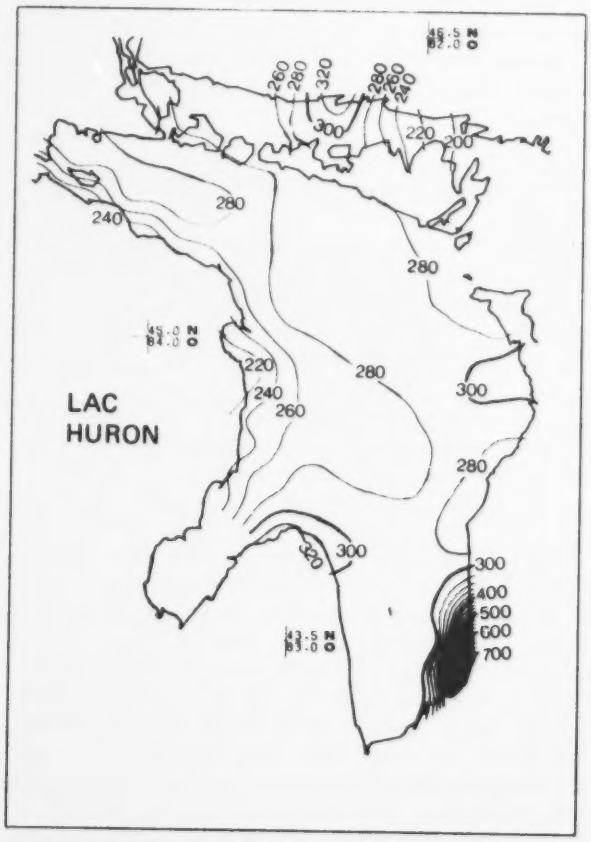


Figure 18. Isoplèthes des nitrates + nitrites (µg/L de N) à 1 m, mission 8022202.

TABLEAU 9. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : nitrates + nitrites (mg/L) (filtrés)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	.2883	.2828	.2956	.2524	.2396	.2982
2	.2978	.2751	.2943	.2612	.2359	.2732
4	.2939	.2872	.3079	.2716	.2485	.2530
5	.2818	.2779	.2671	.2139	.2321	.2871
6	.2648	.2413	.2463	.1949	.2246	.2364
7	.2766	.2687	.2785	.2367	.2127	.2775
8	.2769	.2423	.2619	.2173	.2188	.2358
10	.2918	.2865	.2929	.2478	.2234	.2591
11	.3035	.2957	.2984	.2532	.2299	.2379
12	.3382	.3831	.4161	.2978	.2348	.2581
13	.4168	.4377	.3576	.2845	.2425	.2788
14	.3226	.2828	.2812	.2493	.2478	.2614
15	.2568	.2734	.2887	.2531	.2534	.2714
16	.2887	.2815	.2821	.2481	.2524	.2973
25	.2975	.2845	.2965	.2541	.2363	.2719

1980 CHENAL NORD

Paramètre : nitrates + nitrites (mg/L) (filtrés)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	.2940	.2886	.2677	.2352	.2693	.2894
18	.3012	.2894	.2857	.2518	.2554	.2811
19	ICE	.2295	.2124	.2256	.2124	.2358
25	.2976	.2815	.2718	.2435	.2542	.2778

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : nitrates + nitrites (mg/L) (filtrés)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022501	0022502	0022503	0022506	0022507	0022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	.2353	.2375	.2183	.1748	.2068	.2433
2	.2528	.2825	.2538	.2163	.2368	.2881
3	.2668	.2823	.2697	.2449	.2418	.2777
4	.2811	.2824	.2773	.2423	.2413	.2719
5	.2747	.2828	.2722	.2478	.2362	.2661
6	.2887	.2833	.2644	.2489	.2319	.2596
7	.2728	.2541	.2363	.2224	.2178	.2438
8	.2789	.2619	.2582	.2867	.2261	.2544
9	.2519	.2452	.2257	.2175	.2313	.2738
10	.2769	.2781	.2688	.2381	.2387	.2698
25	.2699	.2782	.2568	.2273	.2296	.2643

TABLEAU 10. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : ammoniac filtré (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	.0017	.0019	.0016	.0011	.0015	.0015
2	.0025	.0015	.0024	.0020	.0012	.0025
4	.0024	.0014	.0022	.0030	.0020	.0049
5	.0026	.0010	.0016	.0020	.0012	.0018
6	.0017	.0014	.0017	.0010	.0010	.0010
7	.0013	.0020	.0010	.0010	.0013	.0020
8	.0014	.0014	.0032	.0040	.0012	.0030
10	.0025	.0013	.0033	.0030	.0015	.0040
11	.0037	.0017	.0024	.0050	.0025	.0040
12	.0047	.0012	.0039	.0070	.0053	.0060
13	.0019	.0021	.0019	.0060	.0021	.0052
14	.0016	.0016	.0032	.0040	.0012	.0041
15	.0024	.0020	.0010	.0020	.0010	.0025
16	.0017	.0013	.0015	.0010	.0017	.0013
25	.0023	.0016	.0022	.0030	.0017	.0027

1980 CHENAL NORD

Paramètre : ammoniac filtré (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	.0140	.0060	.0035	.0034	.0022	.0026
18	.0021	.0075	.0060	.0035	.0010	.0026
19	ICE	.0017	.0017	.0047	.0023	.0036
25	.0001	.0065	.0052	.0036	.0015	.0027

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : ammoniac filtré (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022501	0022502	0022503	0022506	0022507	0022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	.0026	.0019	.0020	.0035	.0010	.0022
2	.0020	.0019	.0002	.0021	.0010	.0010
3	.0022	.0020	.0010	.0032	.0010	.0010
4	.0024	.0017	.0010	.0010	.0010	.0010
5	.0025	.0024	.0010	.0016	.0010	.0020
6	.0024	.0014	.0010	.0029	.0010	.0020
7	.0023	.0020	.0020	.0026	.0012	.0040
8	.0026	.0024	.0010	.0031	.0010	.0010
9	.0073	.0020	.0010	.0029	.0010	.0010
10	.0021	.0017	.0010	.0022	.0010	.0020
25	.0027	.0020	.0010	.0026	.0010	.0020

TABLEAU 11. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : azote Kjeldahl total (mg/L) (non filtré)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	.1802	.1440	.0970	.1460	.1777	.1553
2	.1712	.1553	.1092	.1633	.1839	.1671
4	.1709	.1403	.1272	.1625	.1995	.1799
5	.1942	.1395	.1003	.1124	.1706	.1516
6	.2035	.1213	.1232	.1147	.1500	.1020
7	.1910	.1410	.0965	.1136	.1524	.1507
8	.1610	.2269	.1235	.1697	.2309	.2052
10	.1890	.2072	.1124	.1639	.1600	.2076
11	.1920	.1797	.1356	.1642	.1803	.2345
12	.1702	.1660	.1676	.1900	.1734	.2667
13	.1670	.1890	.1240	.1006	.1020	.1057
14	.1619	.1939	.1124	.1673	.1677	.1506
15	.2173	.1172	.1172	.1551	.1643	.1395
16	.1740	.1595	.0932	.1390	.1990	.1319
25	.1701	.1505	.1116	.1556	.1025	.1719

1980 CHENAL NORD

Paramètre : azote Kjeldahl total (mg/L) (non filtré)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	.2100	.1500	.0990	.1512	.1560	.1362
18	.1730	.1570	.1260	.1505	.1000	.1730
19	ICE	.1200	.1470	.1367	.1909	.1402
25	.1915	.1500	.1200	.1490	.1741	.1502

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : azote Kjeldahl total (mg/L) (non filtré)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022501	0022502	0022503	0022506	0022507	0022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	.1509	.1230	.1300	.1350	.1039	.1744
2	.1399	.1403	.1136	.1547	.1607	.1275
3	.2340	.1000	.1054	.1752	.1036	.1474
4	.2269	.1530	.1476	.1350	.1624	.1604
5	.1561	.1301	.1419	.1310	.1663	.2091
6	.2004	.1345	.1197	.1326	.1470	.2355
7	.1767	.2049	.1543	.1631	.1044	.1669
8	.1770	.1656	.1535	.1672	.1605	.1542
9	.1900	.1464	.1439	.1392	.1734	.1549
10	.1755	.1455	.1290	.1432	.1661	.1603
25	.1030	.1450	.1344	.1400	.1676	.1674

versant. Par exemple, les concentrations au large de la rivière Ausable étaient toujours plus élevées au printemps, atteignant un maximum de 765 µg/L de N à la station 3 au moment de la mission de juin.

On a observé des valeurs constamment plus faibles de la concentration de (NO_3 + NO_2) dans les zones 6, 7 et 8 du lac Huron. Les faibles concentrations observées dans ces zones s'expliquent en partie par les teneurs en nitrates relativement faibles des apports du lac Michigan, de la rivière Little Black et de la rivière Thunder Bay, mais il ne fait aucun doute qu'il faut aussi tenir compte de l'assimilation par le phytoplancton, de l'azote inorganique dissous, assimilation mise en évidence par les concentrations élevées en chlorophylle observées dans ces zones pendant la période étudiée (tableaux 13 et 14).

Les concentrations élevées de nitrates observées dans le lac Huron ont été attribuées à des apports du lac Supérieur (Lin et Schelske, 1981; Schelske et Roth, 1973). Ces apports contribuent vraisemblablement aux concentrations ambiantes, mais, étant donné la complexité du cycle de l'azote et les nombreuses autres sources d'approvisionnement, il est improbable que ces apports soient la principale cause des concentrations élevées. En fait, si les concentrations ambiantes dépendaient seulement de la répartition des apports des lacs Michigan et Supérieur, les concentrations dans la zone 1 du lac Huron seraient inférieures d'environ 60 µg/L de N.

La distribution des concentrations de nitrates + nitrites dans le chenal Nord est similaire à celle établie par Warry (1978a), avec un gradient décroissant d'ouest en est. Les concentrations élevées observées dans l'ouest sont une conséquence des apports de la rivière St. Marys. Cependant, la concentration maximale observée dans la zone 17 est de seulement 307 µg/L de N, ce qui est beaucoup plus faible que les valeurs relevées au sud du lac Huron. Le chenal Nord a aussi reçu un apport non négligeable de (NO_3 + NO_2) de la rivière Serpent, avec une concentration maximale de 345 µg/L de N observée à la station 79 en juin. Les concentrations de (NO_3 + NO_2) étaient beaucoup plus faibles dans la zone 19 que dans les zones 17 et 18, en raison de l'apport d'eau à faible teneur en nitrates de la baie Georgienne.

Les concentrations de nitrates + nitrites dans la baie Georgienne étaient en moyenne inférieures d'environ 7 % à celles du lac Huron pendant la période étudiée. Contrairement à ce qui se passe dans le lac Huron, il n'y a pas de sources ponctuelles importantes de (NO_3 + NO_2) dans la baie Georgienne. On a observé cependant un net gradient de concentration sud-ouest–nord-est lors de toutes les missions. Les valeurs plus élevées relevées dans le sud-ouest, en particulier dans les zones 3, 4, 5 et 6, étaient dues au drainage dans la roche sédimentaire de cette rive, ainsi qu'aux échanges d'eau avec le lac Huron. Les faibles valeurs observées le long des côtes nord et est s'expliquent par la faible teneur en azote des eaux de drainage dans la roche précambrienne de cette côte et les concentrations étaient particulièrement faibles au large de la rivière French.

Les concentrations d'ammoniac étaient faibles dans la majeure partie du réseau du lac Huron–baie Georgienne, variant de 1 µg/L à 7 µg/L de N (valeurs superficielles pondérées en fonction de la surface dans les différentes zones). Contrairement aux autres éléments nutritifs, l'ammoniac a atteint sa concentration maximale dans l'épilimnion en été, dans la plupart des zones. Cela était particulièrement évident dans les zones plus productives du sud du lac Huron, où les concentrations ont atteint 7 µg/L de N. Plusieurs processus sont à l'origine de cette augmentation, mais il est difficile de définir leur influence relative. Au mois de juillet (missions 8022207 et 8022506), la croissance du phytoplancton, indiquée par les concentrations de chlorophylle *a*, était minimale. Ce déclin, accompagné d'une augmentation de la fraction détritique, s'est probablement traduit par un accroissement de la décomposition hétérotrophe dans l'épilimnion relativement peu profond (5 m), plus chaud. De plus, les apports des affluents sont minimaux pendant cette période (Environnement Canada, 1981) et, partant, les déversements industriels et surtout municipaux ont une influence beaucoup plus grande sur les eaux épilimniques peu profondes.

C'est dans la zone 17 du chenal Nord que la concentration d'ammoniac était la plus élevée, avec une valeur maximale de 14 µg/L de N lors de la première mission. Ces concentrations élevées pourraient être attribuées aux déversements industriels de l'Algoma Steel Corporation et aux déversements des usines d'épuration des villes de Sault Ste. Marie en Ontario et Sault Ste. Marie au Michigan. En ce qui concerne les concentrations d'ammoniac dans le chenal Nord, on a noté une amélioration considérable par rapport à 1974 (Warry, 1978b). D'après Warry (1978b), la concentration moyenne dans la zone 17, entre mai et octobre 1974, était de 13.0 µg/L de N. Pendant la même période en 1980, les concentrations étaient en moyenne de 3.7 µg/L de N, ce qui représente une diminution de 72 %.

L'azote Kjeldahl total comprend l'azote organique dissous (NOD), l'azote organique particulaire (NOP) et l'ammoniac. On peut donc relier sa concentration à la fois à la pollution organique et à la dynamique de la biomasse du plancton. Dans la plupart des cas, l'ammoniac compte pour moins de 2 % de la concentration de NKT, sauf dans la région de la rivière St. Marys où elle compte pour 18 %, ce qui met encore en évidence le degré de contamination de la rivière. Si on soustrait l'ammoniac, on obtient l'azote

organique total (NOT) dont, dans des conditions moyennes, environ 80 % sont constitués généralement de NOD (Wetzel, 1975). Dans la présente étude, on a étudié le rapport NOD:NOP en soustrayant l'azote particulaire total (NPT) de NKT (corrigé pour l'ammoniac). Cela constitue seulement une approximation car les échantillons de NPT sont des échantillons composés représentatifs d'une colonne d'eau de 20 m alors que les échantillons de NKT sont des échantillons ponctuels.

Les résultats obtenus dans le lac Huron correspondent aux conditions moyennes établies par Wetzel (1975), le NOD constituant en moyenne 79 % à 82 % du NOT pour toutes les missions, sauf celle de juin. Lors de cette dernière, la fraction de NOD ne représentait plus que 69 % du NOT. La valeur relativement faible du rapport NOP:NOD est représentative de conditions oligotrophes (Wetzel, 1975). Des valeurs caractéristiques de conditions eutrophes ont été relevées dans plusieurs stations, avec un rapport NOP:NOD proche de 1:1, plus précisément dans les stations situées dans les zones 6, 8, 11, 12 et 13.

On a obtenu des résultats similaires dans la baie Georgienne, le NOD constituant de 79 % à 86 % du NOT pour toutes les missions. Là encore, on a relevé dans plusieurs stations des valeurs représentatives de conditions plus eutrophes, mais pas autant que dans le lac Huron. Les stations où l'on a observé les conditions les plus eutrophes étaient généralement situées dans les zones littorales les moins profondes, plus précisément dans les zones 1, 7, 8 et 9.

Le rapport entre l'azote organique particulaire et l'azote organique dissous donne un indice général de l'état trophique. Cependant, les concentrations absolues de NKT sont utiles pour repérer les zones qui reçoivent un excès de pollution organique. Les concentrations de NKT ont présenté une tendance saisonnière constante marquée par des maximums au début du printemps et à l'automne et un minimum accentué à la fin du printemps. Dans la plupart des cas, les valeurs de NKT étaient plus élevées dans les zones où les rapports NOP:NOD étaient les plus grands, les valeurs superficielles relevées aux stations étant plus de deux fois supérieures aux valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface à l'échelle du lac. Des valeurs élevées de NKT dans le lac Huron et le chenal Nord ont été relevées dans les stations directement au large de Grand Bend, Goderich, Bayfield et Southampton (Ontario), Lexington, Harbour Beach/baie Saginaw et Alpena (Michigan), ainsi que dans les stations situées aux environs des détroits de Mackinac, de la rivière St. Marys et des rivières Serpent et Spanish. Dans la baie Georgienne, des valeurs élevées de NKT ont été relevées dans les stations situées à la jonction du lac Huron et de la baie Georgienne, au large de la rivière French, dans la partie sud-ouest de la baie de Nottawasaga ainsi que dans la région de Penetanguishene et Midland. La plupart de ces zones sont proches des régions les plus industrialisées du bassin et les valeurs élevées des concentrations s'expliquent par l'accroissement des déversements municipaux et industriels.

Silice

Les diatomées constituent le groupe dominant dans le phytoplancton du lac Huron (Munawar et Munawar, 1979), comptant souvent pour plus de 90 % des espèces (Lin et Schelske, 1981). Ce groupe d'algues se caractérise par ses besoins en silice, qui est un constituant de la paroi cellulaire (Happey, 1970a, b), de telle sorte que leur présence peut modifier considérablement la distribution de la silice dissoute dans la zone trophogène du lac Huron et de la baie Georgienne.

Le tableau 12 résume les valeurs superficielles moyennes pondérées en fonction de la surface de la concentration de silice réactive soluble (SRS) dans le lac Huron, le chenal Nord et la baie Georgienne. Le lac Supérieur, par l'intermédiaire de la rivière St. Marys, était de loin la principale source de silice réactive soluble, avec des concentrations supérieures à 2 mg/L de SiO_2 pendant la période étudiée. Par contre, les concentrations de SRS dans les eaux superficielles restantes du lac Huron étaient généralement inférieures à 1.6 mg/L de SiO_2, tout en présentant une importante variation spatiale et temporelle. Comme on l'a vu précédemment, la SRS était la seule substance nutritive pour laquelle on a observé une déplétion constante et non négligeable dans les zones littorales du lac Huron, en présence de la barrière thermique. Cela est dû à la croissance rapide du phytoplancton dans les eaux plus chaudes. En juillet, les concentrations superficielles moyennes de SRS au centre du lac ont diminué de 20 %, passant de 1.5 mg/L de SiO_2 à 1.2 mg/L de SiO_2, mais elles étaient encore élevées par rapport aux concentrations observées près des rives. Il semble que ce gradient littoral-large soit dû principalement à la circulation anticyclonique dans l'épilimnion, qui maintient une séparation entre les deux masses d'eau.

C'est dans la zone 12 du lac Huron que la valeur superficielle moyenne pondérée en fonction de la surface était la plus faible (0.671 mg/L de SiO_2). Cependant, les valeurs ponctuelles minimales ont été relevées aux stations 63 et 64, à proximité des détroits de Mackinac, où les concentrations à 1 m étaient de 0.360 mg/L et 0.340 mg/L de SiO_2. On considère généralement que des concentrations de silice inférieures à 0.5 mg/L empêchent la croissance des diatomées (Wetzel, 1975). Ces faibles concentrations étaient dues à des apports du lac Michigan, dans lequel les valeurs épilimniques estivales sont de cet ordre de grandeur (Rockwell et coll., 1980).

TABLEAU 12. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : silice réactive soluble (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	1.5254	1.5102	1.5194	1.1595	.8879	1.3431
2	1.5368	1.4724	1.4738	1.1973	.9097	1.2128
4	1.4956	1.4107	1.3041	1.0024	.9036	1.0041
5	1.6273	1.6335	1.7394	1.0164	1.1131	1.4096
6	1.5190	1.2106	1.4564	.7502	1.0245	1.3202
7	1.5566	1.4250	1.5639	1.1567	.7345	1.4239
8	1.4731	1.2847	1.1720	.9376	.7878	1.0150
10	1.4790	1.4056	1.2488	1.0602	.8818	1.1499
11	1.2935	1.1618	1.0318	.8930	.8005	1.0842
12	1.3909	1.2987	.9541	.6787	.8769	1.1308
13	1.4481	1.1891	.9005	.7982	1.0004	1.2039
14	1.4788	1.2596	1.1533	.9852	1.0016	1.1813
15	1.4229	1.3579	1.2977	.9272	.9744	1.2093
16	1.5201	1.5150	1.4351	1.1278	.9988	1.4608
25	1.5869	1.4301	1.3967	1.0705	.9170	1.2398

1980 CHENAL NORD

Paramètre : silice réactive soluble (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022201	0022202	0022203	0022207	0022208	0022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	2.1210	2.0745	1.9625	1.7581	1.724	1.7402
18	1.8810	2.1241	2.0577	1.5801	1.4693	1.7420
19	ICE	1.7900	1.5389	1.4520	1.5606	1.9410
25	2.0814	2.0669	1.9632	1.6154	1.5580	1.7672

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : silice réactive soluble (mg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	0022501	0022502	0022503	0022506	0022507	0022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	1.4859	1.2976	1.2038	1.0929	1.0287	1.4413
2	1.1889	1.2100	1.0901	.9632	.9541	1.3127
3	1.2295	1.2147	1.1282	.9107	.9200	1.2715
4	1.2365	1.1906	1.1500	.9545	.8942	1.1732
5	1.1877	1.1612	1.0701	.9715	.8550	1.0745
6	1.2104	1.1536	.9940	.8659	.8261	1.0531
7	1.1960	1.2093	1.1040	.7830	.8648	1.0403
8	1.1941	1.2046	1.0902	.7438	.8020	1.1197
9	1.5243	1.4054	1.3066	.8712	.9430	1.2753
10	1.2239	1.1982	1.1351	.9111	.8523	1.1504
25	1.2532	1.2271	1.1307	.8989	.8854	1.1765

Les valeurs superficielles de la concentration de silice pondérées en fonction de la surface et extrapolées à l'ensemble du lac ont diminué en septembre (8022208) de 39 % par rapport aux concentrations maximales observées au printemps. Cela s'explique par un large mélange horizontal et un accroissement de la biomasse instantanée du phytoplancton associée à l'inversion automnale. Des apports continus du lac Supérieur et, en particulier, l'entraînement des eaux hypolimniques enrichies sont à l'origine de l'accroissement des concentrations observé lors de la mission suivante (8022209).

Comme prévu, les concentrations de SRS dans le chenal Nord étaient beaucoup plus grandes que dans le lac Huron, en raison des apports du lac Supérieur. On a observé un minimum estival dû à l'utilisation de la silice par le phytoplancton et à des échanges d'eau avec le lac Huron, mais la concentration n'était jamais inférieure à 1.3 mg/L de SiO_2.

Les concentrations printanières de SRS dans la baie Georgienne étaient de 17 % inférieures à celles du lac Huron et présentaient une variation spatiale beaucoup plus faible. Les seuls apports apparents venaient du chenal Nord (zone 1) et de la rivière French (zone 9). Si on pouvait observer une déplétion de SRS dans l'épilimnion, elle n'était cependant pas aussi prononcée que dans le lac Huron. D'après les valeurs superficielles pondérées en fonction de la surface (1 m), la plus grande baisse estivale de la concentration dans la baie Georgienne s'est produite dans la zone 9 (43 %), ce qui s'explique par l'utilisation biologique et le débit estival réduit de la rivière French. Cependant, à l'échelle du lac, le minimum estival représentait une déplétion de 29 % seulement.

L'écart entre les concentrations printanières et les concentrations croissantes de silice réactive soluble observées lors de la dernière mission sur le lac Huron et dans la baie Georgienne était inférieur à 18 %, mais la colonne d'eau n'était pas complètement isochimique. Ces résultats concordent avec ceux d'autres chercheurs qui ont montré que la majeure partie de la silice biogénique est recyclée annuellement dans l'hypolimnion et à l'interface sédiments-eau (Conway et coll., 1977; Marmorino et coll., 1980).

Oxygène

L'oxygène présentait une distribution orthograde dans le lac Huron et la baie Georgienne, ce qui est caractéristique des lacs oligotrophes (Wetzel, 1975). Les concentrations ont été élevées pendant toute la période étudiée, allant de 7.9 µg/L à 15.5 µg/L. En général, la saturation en oxygène dépassait 90 %. Les échantillons présentant de faibles pourcentages de saturation en oxygène étaient pour la plupart prélevés dans la couche inférieure (à 2 m du fond) pendant la période de stratification.

Le déficit en oxygène dans l'hypolimnion est relié à la productivité du phytoplancton et peut donc être utilisé comme indicateur de l'état trophique du lac (Hutchinson, 1957). De plus, la variation linéaire de ce déficit indique que, même si elle n'est pas nécessairement sensible à de brèves variations de la productivité, la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion permet effectivement d'évaluer l'influence totale des apports allochtones et autochtones de l'épilimnion (Lasenby, 1975). Au départ, Hutchinson (1957) a considéré que l'expression du déficit en fonction de la surface (*Areal Hypolimnetic Oxygen Deficit, AHOD*) éliminerait largement les effets morphométriques. Cependant, Charlton (1980) a trouvé que les expressions superficielle et volumique du déficit en oxygène dans l'hypolimnion des Grands lacs dépendaient de l'épaisseur de l'hypolimnion et étaient donc reliées à la morphologie du lac. Il est arrivé à la conclusion que le déficit

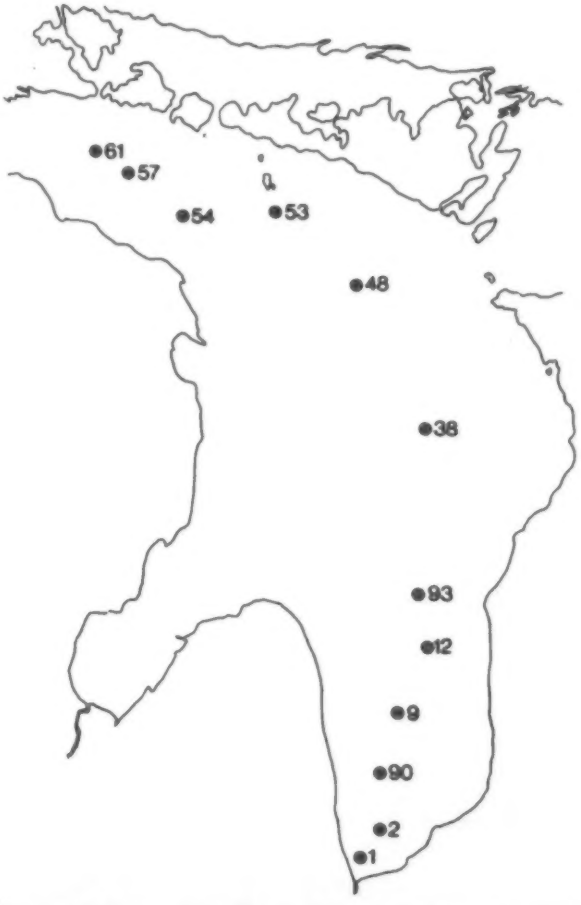


Figure 19. Transect choisi au milieu du lac pour la détermination des profils verticaux de température.

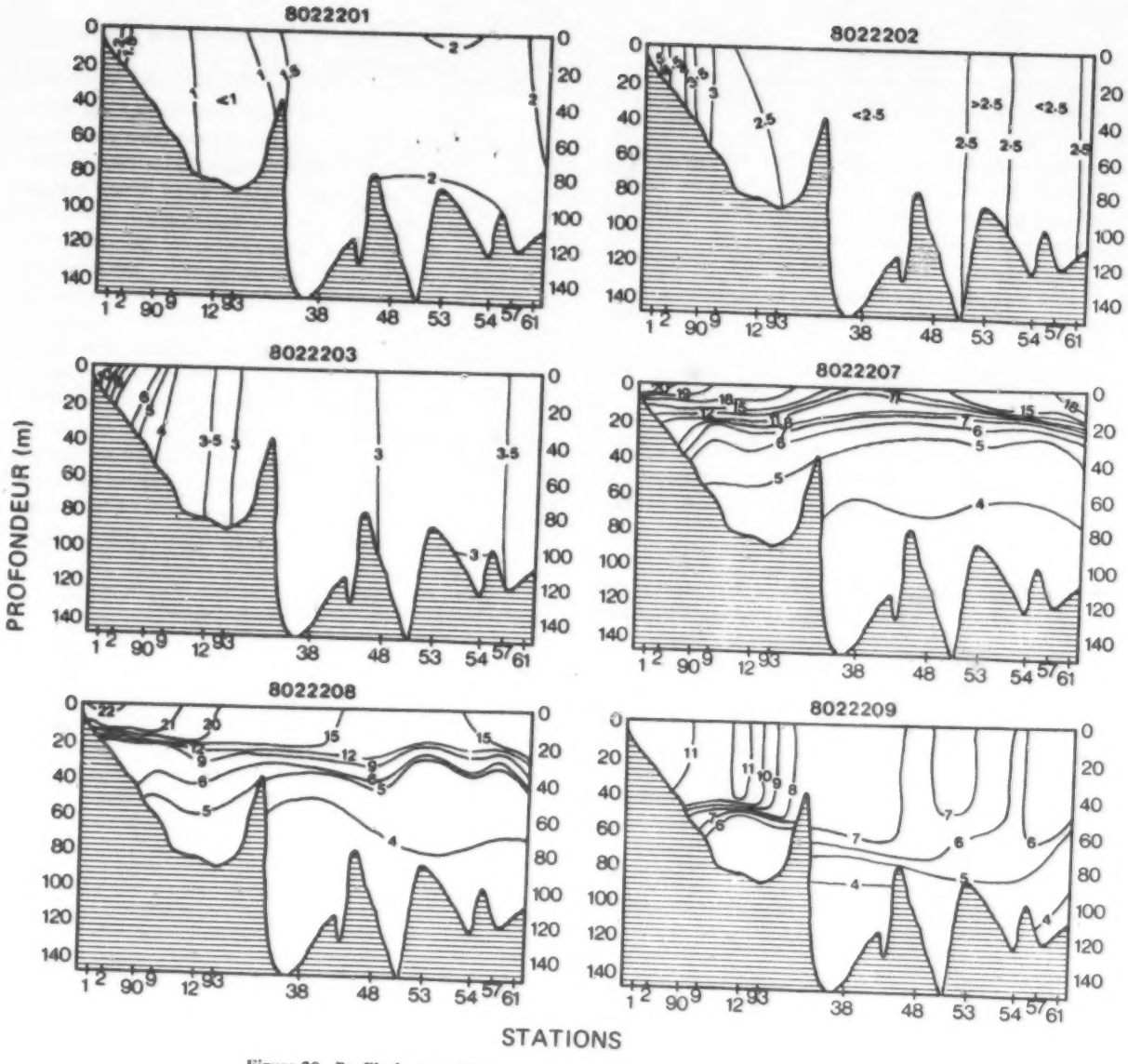


Figure 20. Profils de température dans une section transversale du lac Huron.

AHOD dépendait de l'épaisseur moyenne de l'hypolimnion, de la température et de la productivité. À partir de ces résultats, une équation permettant de calculer le déficit AHOD a été établie à partir de données disponibles sur les Grands lacs, ce qui permet des comparaisons entre lacs et entre bassins :

$$AHOD = 4.09\ (fChla \frac{\bar{Z}}{50 + \bar{Z}}\ 2^{((\bar{T}-4)/10)}) + 0.07$$

où $\bar{Z}$ = épaisseur moyenne de l'hypolimnion, $\bar{T}$ = température moyenne de l'hypolimnion, et Chla = concentration de chlorophylle *a*.

$$fChla = \frac{1.15 \times Chla^{1.33}}{9 + 1.15\ Chla^{1.33}}$$

On s'est servi des valeurs calculées et observées du déficit AHOD dans le lac Huron et la baie Georgienne pour évaluer les effets de la productivité.

Avant de calculer le déficit AHOD pour le lac Huron, il a fallu étudier l'influence des principaux bassins sur l'évolution de l'hypolimnion. Pour cela, on a choisi un transect au milieu du lac (figure 19) et on a porté sur un graphique les distributions verticales de la température à ces stations, pour chaque mission. La figure 20 montre que les

isothermes étaient pratiquement verticales lors des trois premières missions, ce qui indique qu'il n'y avait pas stratification. Cependant, lors de la quatrième mission (juillet), la stratification thermique était établie et on a observé une nette séparation de l'hypolimnion en plusieurs bassins. On a observé ce phénomène lors des deux missions suivantes, l'hypolimnion étant divisé en au moins trois bassins relativement distincts.

Le calcul du déficit AHOD pour chacun des trois bassins (nommés arbitrairement bassins nord, central et sud) était basé sur une station représentative dans chaque bassin pour laquelle on avait des mesures détaillées de la concentration d'oxygène. La baie Georgienne a été considérée comme un bassin unique. Les valeurs observées et calculées du déficit AHOD ($g/m^2 \cdot d$) pour ces trois bassins et la baie Georgienne sont données dans le tableau ci-dessous :

	Bassins du lac Huron			
	Sud	Central	Nord	Baie Georgienne
Valeurs observées	0.38	0.27	0.35	0.22
Valeurs calculées	0.36	0.34	0.51	0.27

Les valeurs du déficit AHOD calculées à l'aide de la formule de Charlton dans les bassins sud et central étaient du même ordre de grandeur, comme on pouvait le prévoir puisque ces régions présentent des niveaux saisonniers de biomasse du phytoplancton similaires (respectivement 1.75 µg/L et 1.74 µg/L de chlorophylle *a*). Les valeurs calculées étaient aussi similaires aux valeurs observées. Par contre, la valeur calculée du déficit AHOD (0.51 $g/m^2 \cdot d$) dans le bassin nord était beaucoup plus élevée que la valeur observée (0.35 $g/m^2 \cdot d$). Cet écart vers une valeur plus eutrophe est surprenant car les concentrations en chlorophylle dans cette région étaient encore plus faibles que dans les deux autres régions (1.59 µg/L). Il est possible que la formule proposée ne compense pas suffisamment pour la grande épaisseur de l'hypolimnion dans le bassin nord (62 m), qui est environ trois fois supérieure à celle des autres bassins. C'est dans la baie Georgienne que la valeur calculée du déficit AHOD était la plus faible, soit 0.27 $g/m^2 \cdot d$, ce qui concorde avec la concentration en chlorophylle qui est aussi faible, soit 1.23 µg/L.

Deux échelles largement acceptées, l'échelle de Hutchinson (1967) et celle de Mortimer (1941), utilisent le déficit AHOD comme mesure de l'état trophique. D'après Hutchinson, 0.17 $g/m^2 \cdot d$ est la limite supérieure de l'oligotrophie, et 0.33 $g/m^2 \cdot d$ est la limite inférieure de l'eutrophie. L'échelle de Mortimer est légèrement différente, avec 0.25 $g/m^2 \cdot d$ comme limite supérieure de l'oligotrophie et 0.55 $g/m^2 \cdot d$ comme limite inférieure de l'eutrophie. D'après ces deux échelles, le lac Huron serait mésotrophe à mésotrophe/eutrophe et la baie Georgienne serait oligotrophe/mésotrophe.

Indicateurs du phytoplancton

En fin de compte, pour gérer la qualité de l'eau, il faut pouvoir évaluer la biomasse du phytoplancton en fonction des concentrations des éléments nutritifs. Trois indicateurs de la biomasse du phytoplancton ont été inclus dans le programme de surveillance du lac Huron de 1980 : la chlorophylle *a*, corrigée et non corrigée, le carbone organique particulaire (COP) et l'azote particulaire total (NPT). Les valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface pour la chlorophylle *a*, non corrigée et corrigée, sont données par zone aux tableaux 13 et 14 respectivement. La chlorophylle *a* (non corrigée) mesure la chlorophylle *a* phytoplanctonique et détritique. En corrigeant pour les phaeopigments, on élimine une grande partie de cette composante détritique et on obtient ainsi une estimation de la biomasse instantanée du phytoplancton. L'interprétation des concentrations corrigées de chlorophylle *a* est compliquée par des fluctuations dans la teneur cellulaire en chlorophylle dues à des taux de croissance variables chez différentes espèces ainsi qu'à l'état nutritionnel et aux variations saisonnières de la teneur cellulaire en chlorophylle chez une espèce donnée (Lin et Schelske, 1981; Hunter et Laws, 1981). Les mesures de COP et NPT permettent d'évaluer le seston total, y compris le phytoplancton, le zooplancton, les bactéries et les détritus. Par conséquent, ces mesures peuvent inclure des pourcentages élevés de substances inertes. L'évaluation de la biomasse du phytoplancton devient ainsi un problème d'évaluation des relations entre ces paramètres.

Les cycles saisonniers de la chlorophylle *a*, du COP et du NPT dans le chenal Nord et la plupart des zones littorales du lac Huron et de la baie Georgienne étaient bimodaux, avec des maximums au printemps et en automne. Cependant, les zones centrales du lac Huron (zones 1 et 2) et de la baie Georgienne (zone 10) présentaient une distribution unimodale avec un maximum à la fin du printemps ou en été.

L'amplitude des maximums et minimums des indicateurs de la biomasse ainsi que les moments où ils se produisent peuvent être attribués à une combinaison de facteurs : lumière, température, disponibilité des éléments nutritifs et régime physique (par exemple, turbulence) (Happey, 1970a,b; Tilzer et Goldman, 1978). Les croissances printanières de diatomées, telles que celles observées dans le lac Huron (Munawar et Munawar, 1979; Lin et Schelske, 1981) sont courantes dans des lacs dimictiques et oligotrophes.

TABLEAU 13. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : chlorophylle *a* non corrigée (µg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	1.64	1.62	2.13	1.61	1.42	1.29
2	1.78	1.08	2.28	1.44	1.38	1.39
4	2.07	2.29	2.48	1.08	1.68	1.57
5	2.18	1.62	2.28	1.38	1.66	1.55
6	2.35	2.11	2.35	.93	1.76	2.24
7	1.99	1.75	2.32	1.09	1.72	1.69
8	1.82	2.09	2.07	1.45	2.06	2.52
10	1.86	2.08	2.12	2.08	1.29	1.78
11	3.27	2.57	2.32	1.58	1.69	3.01
12	2.60	4.25	2.18	.73	1.42	1.86
13	2.86	3.78	3.23	.68	1.64	2.13
14	2.27	2.38	2.57	.93	1.42	1.47
15	1.55	1.77	2.22	.83	1.20	1.48
16	1.98	1.67	2.08	1.37	1.49	1.29
25	1.97	2.02	2.27	1.36	1.49	1.58

1980 CHENAL NORD

Paramètre : chlorophylle *a* non corrigée (µg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/18. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	1.82	1.88	2.34	1.90	1.54	2.21
18	1.31	1.58	2.18	1.22	1.37	1.82
19	ICE	1.89	2.29	1.12	1.73	2.06
25	1.57	1.71	2.20	1.41	1.47	1.97

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : chlorophylle *a* non corrigée (µg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	1.26	1.79	2.03	1.15	1.47	1.52
2	1.19	.98	1.11	.85	1.31	.88
3	1.15	1.09	1.17	.93	1.21	1.09
4	.94	1.03	1.25	.93	1.15	1.27
5	.98	1.02	1.28	1.14	1.21	1.24
6	1.11	1.23	1.59	.88	1.36	1.13
7	1.28	1.88	2.08	.93	1.74	1.85
8	1.45	1.53	1.73	1.27	1.34	1.53
9	1.46	1.65	1.94	1.28	1.48	1.32
10	1.28	1.18	1.32	.99	1.24	1.23
25	1.23	1.33	1.52	1.04	1.31	1.31

TABLEAU 14. VALEURS MOYENNES PONDÉRÉES EN FONCTION DE LA SURFACE (1 m), PAR ZONE

1980 LAC HURON

Paramètre : chlorophylle *a* corrigée (µg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
1	1.27	1.55	2.02	1.59	1.31	1.16
2	1.57	1.74	2.15	1.38	1.35	1.24
4	1.88	2.11	2.24	.98	1.63	1.36
5	1.57	1.58	2.13	1.39	1.52	1.41
6	1.96	1.92	2.22	.84	1.59	2.04
7	1.58	1.64	2.28	1.03	1.64	1.57
8	1.76	1.98	1.99	1.40	2.08	2.22
10	1.75	2.08	2.04	1.92	1.38	1.63
11	3.06	2.41	2.17	1.53	1.67	2.58
12	2.35	3.77	2.08	.95	1.41	1.59
13	2.67	3.56	2.91	.72	1.66	1.87
14	2.01	2.11	2.47	.93	1.39	1.31
15	1.41	1.77	2.17	.81	1.12	1.19
16	1.31	1.55	1.96	1.35	1.39	1.11
25	1.69	1.98	2.15	1.33	1.43	1.41

1980 CHENAL NORD

Paramètre : chlorophylle *a* corrigée (µg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022201	8022202	8022203	8022207	8022208	8022209
DATES DES MISSIONS	80/04/13. À 80/04/23.	80/05/09. À 80/05/17.	80/05/27. À 80/06/05.	80/07/10. À 80/07/27.	80/09/08. À 80/09/24.	80/10/22. À 80/11/01.
17	1.48	1.82	2.26	1.81	1.43	1.96
18	1.15	1.58	2.02	1.22	1.38	1.68
19	ICE	1.98	2.36	1.88	1.64	2.08
25	1.28	1.65	2.13	1.37	1.38	1.81

1980 BAIE GEORGIENNE

Paramètre : chlorophylle *a* corrigée (µg/L)
Profondeur : 1.0

MISSION	8022501	8022502	8022503	8022506	8022507	8022508
DATES DES MISSIONS	80/04/24. À 80/04/27.	80/05/18. À 80/05/21.	80/06/05. À 80/06/07.	80/07/27. À 80/07/30.	80/09/16. À 80/09/21.	80/11/02. À 80/11/04.
1	1.22	1.01	1.97	1.14	1.27	1.41
2	1.17	1.02	.93	1.02	1.08	.69
3	1.10	1.16	1.10	.98	1.08	.89
4	.88	1.01	1.20	.94	1.08	1.05
5	.87	1.08	1.21	1.06	1.16	1.10
6	1.05	1.28	1.56	.99	1.17	1.03
7	1.27	1.71	1.96	.95	1.55	1.34
8	1.33	1.49	1.73	1.10	1.27	1.42
9	1.44	1.75	1.86	1.21	1.31	1.23
10	1.12	1.15	1.24	.99	1.13	1.11
25	1.16	1.32	1.45	1.05	1.19	1.16

Elles se produisent généralement dès la fin de l'inversion printanière, lorsque la quantité d'éléments nutritifs disponibles est élevée et le mélange vertical réduit (Wetzel, 1975; Happey, 1970a,b). En raison de différences dans le développement saisonnier, on a observé un fort gradient littoral-large dans la baie Georgienne et plus particulièrement dans le lac Huron lors des trois premières missions (figures 24 à 27).

Ce gradient entre les zones littorales et pélagiques du lac Huron a été étudié quantitativement en présence de la barrière thermique à l'aide de la technique utilisée pour les éléments nutritifs, à la différence que les données ont été transformées en logarithmes pour donner une distribution normale. Cette analyse a montré que les concentrations de chlorophylle *a*, corrigées et non corrigées, étaient notablement plus élevées ($p < 0.05$) dans les zones littorales lors des deux premières missions de printemps, mais qu'en juin (mission 8022203) les concentrations de chlorophylle au large avaient augmenté à tel point qu'il n'y avait plus de différence notable des deux côtés de la barrière thermique. Par contre, les concentrations de COP et NPT étaient notablement plus élevées dans les zones littorales que dans les zones pélagiques lors des première et troisième missions, mais pas lors de la deuxième. L'absence de différence notable lors de la deuxième mission était due à des concentrations décroissantes dans les zones littorales, combinées à une plus grande variabilité dans les échantillons prélevés au large, et il était donc plus difficile de détecter une différence réelle.

Le manque d'accord entre les résultats relatifs à la chlorophylle et ceux relatifs au COP et au NPT est imputable au fait que la relation entre les trois paramètres n'était pas constante pendant la période étudiée (voir figure 21). Une analyse de corrélation a montré qu'il existait une relation importante entre COP et NPT ($p < 0.01$) pendant toute l'année, ce qui signifie que le rapport du carbone à l'azote dans la fraction particulaire totale est resté relativement constant. Cependant, il n'existe pas de relation constante entre la chlorophylle *a* et l'un ou l'autre de ces deux paramètres. Les plus grandes corrélations ($r > 0.7$) ont été observées lors des première et dernière missions, lorsque la quantité des éléments nutritifs disponibles était élevée et la structure du lac isotherme. Cela coïncide avec les périodes où les populations qui se mélangent jusqu'en profondeur sont composées d'espèces plus grosses et à teneur cellulaire en chlorophylle généralement plus élevée (D. Lean, communication personnelle). Au fur et à mesure que le lac se stratifiait, la corrélation entre la chlorophylle et le NPT ou le COP a diminué, ce qui peut s'expliquer par des changements dans les fractions détritiques et bactériennes et/ou dans la teneur cellulaire en chlorophylle.

Pour étudier ces changements, on a calculé le rapport F (d'après Strickland, 1960) pour chaque mission. Pour calculer le rapport F, on effectue une régression linéaire avec COP comme variable dépendante et la chlorophylle *a* (corrigée) comme variable indépendante. La pente de la droite de régression donne le rapport du carbone à la chlorophylle dans le phytoplancton. Plus le rapport est élevé, plus la population croît rapidement. L'ordonnée à l'origine représente la fraction détritique de COP.

Malgré divers facteurs compliquant la détermination du rapport F (voir Banse, 1977), une structure apparaît dans les données collectées dans le lac Huron et la baie Georgienne. Le rapport était maximal au printemps et en automne, lorsque la population de diatomées augmentait (Munawar et Munawar, 1979). Lors de la mission 8022501 dans la baie Georgienne, le rapport était de 122 pour diminuer ensuite rapidement à 63 puis à 45 lors des deux missions suivantes. Lors de la mission 8022507, le rapport avait repassé à 100, ce qui coïncidait avec la croissance automnale de phytoplancton. Le mode de variation était similaire dans le lac Huron, avec des maximums de 129 et 96 au printemps et en automne et un minimum estival de 60 lors de la mission 8022207. On a observé le même mode de variation avec NPT. Les rapports maximaux dans le lac Huron et la baie Georgienne étaient respectivement de 14.3 et 15.8 au printemps et de 12.7 et 17.2 en automne, ce qui correspondait à des rapports du carbone à l'azote moyens dans le phytoplancton de 9 et 8 au printemps et à l'automne dans le lac Huron, et de 8 et 6 dans la baie Georgienne.

La fraction détritique de la matière particulaire totale, donnée par l'ordonnée à l'origine de la droite de régression représentant le rapport F, est illustrée à la figure 22 pour le lac Huron et la baie Georgienne. On observe que la concentration de matière particulaire, soit COP ou NPT, ne varie pas beaucoup au cours de l'année, mais que la fraction détritique, exprimée sous forme de pourcentage, augmente considérablement au cours de l'été, à partir d'un minimum printanier d'environ 14 % dans le lac Huron et de 25 % dans la baie Georgienne, jusqu'à environ 70 % dans les deux masses d'eau lors de la quatrième mission. Lors de la dernière mission, les détritus constituaient encore environ 30 % de la matière particulaire totale dans le lac Huron et 55 % dans la baie Georgienne. Lorsqu'on soustrait cette matière particulaire détritique de la matière particulaire totale, on observe une correspondance beaucoup plus étroite entre la chlorophylle *a* et les paramètres COP et NPT, comme le montre la figure 23. C'est seulement lors des deux premières missions, lorsque la croissance du phytoplancton était extrêmement rapide, que la relation a été rompue.

À cause des difficultés à établir une relation stricte entre les concentrations de COP et de NPT et la biomasse du phytoplancton, il est préférable d'utiliser les concentrations

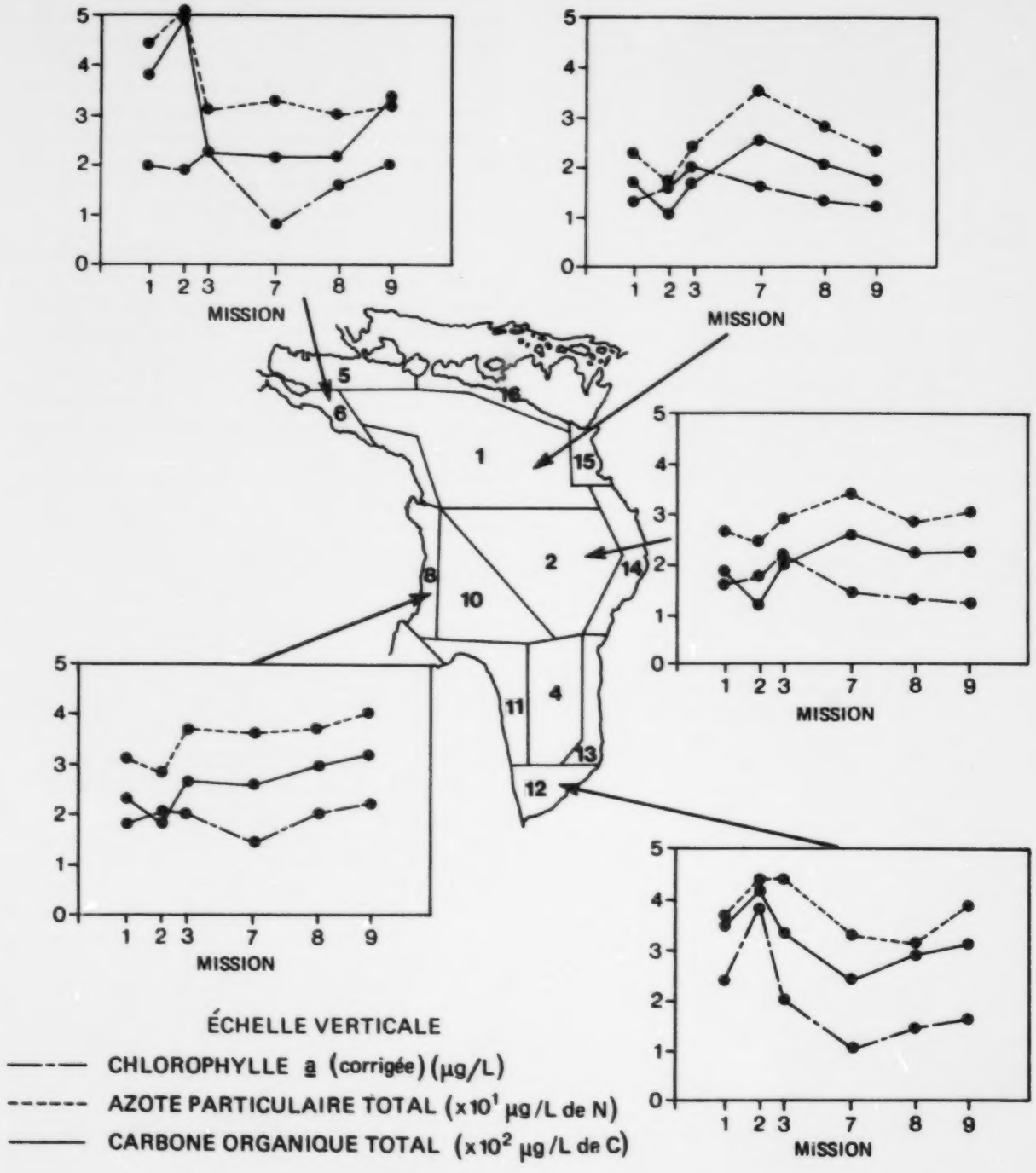


Figure 21. Indicateurs de la biomasse du phytoplancton.

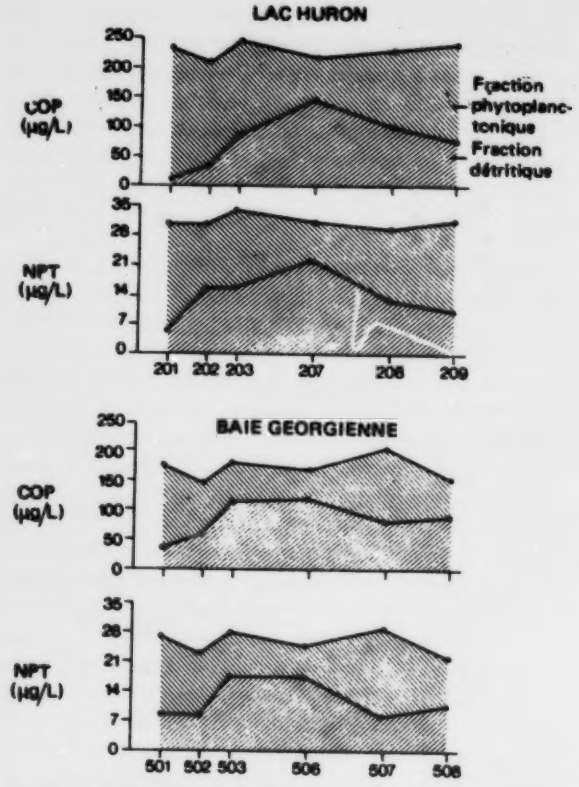


Figure 22. Variations saisonnières des concentrations de carbone organique particulaire et d'azote particulaire total dans les fractions phytoplanctonique et détritique.

de chlorophylle *a* pour déterminer les zones du lac où la biomasse est élevée. Ces résultats sont donnés par zone aux tableaux 13 et 14. Pendant la période étudiée, les concentrations moyennes dans la baie Georgienne (1.23 µg/L) étaient inférieures à celles du lac Huron (1.65 µg/L) et du chenal Nord (1.60 µg/L) en extrapolant à l'ensemble du lac. En général, les concentrations étaient faibles (<2 µg/L) dans tout le réseau, avec des valeurs caractéristiques de conditions oligotrophes au centre et au nord du lac Huron ainsi qu'au centre de la baie Georgienne (Wetzel, 1975).

Les concentrations les plus élevées (>5 µg/L) ont été relevées seulement dans les zones littorales au sud du lac Huron, plus précisément au large de Lexington, Grand Bend et Goderich, lors des deux premières missions printanières. Ces concentrations sont caractéristiques de conditions mésotrophes (Dobson et coll., 1974). Des concentrations moyennes, allant de 2 µg/L à 5 µg/L, ont été relevées dans les environs des détroits de Mackinac, de la baie Saginaw, d'Alpena et dans les eaux pélagiques au sud du lac Huron. Dans la baie Georgienne, des concentrations de cet ordre de grandeur ont été relevées à proximité de la jonction du chenal Nord et de la baie Georgienne, au large de la rivière French et dans les parties orientales de la baie près de Penetanguishene et de Midland.

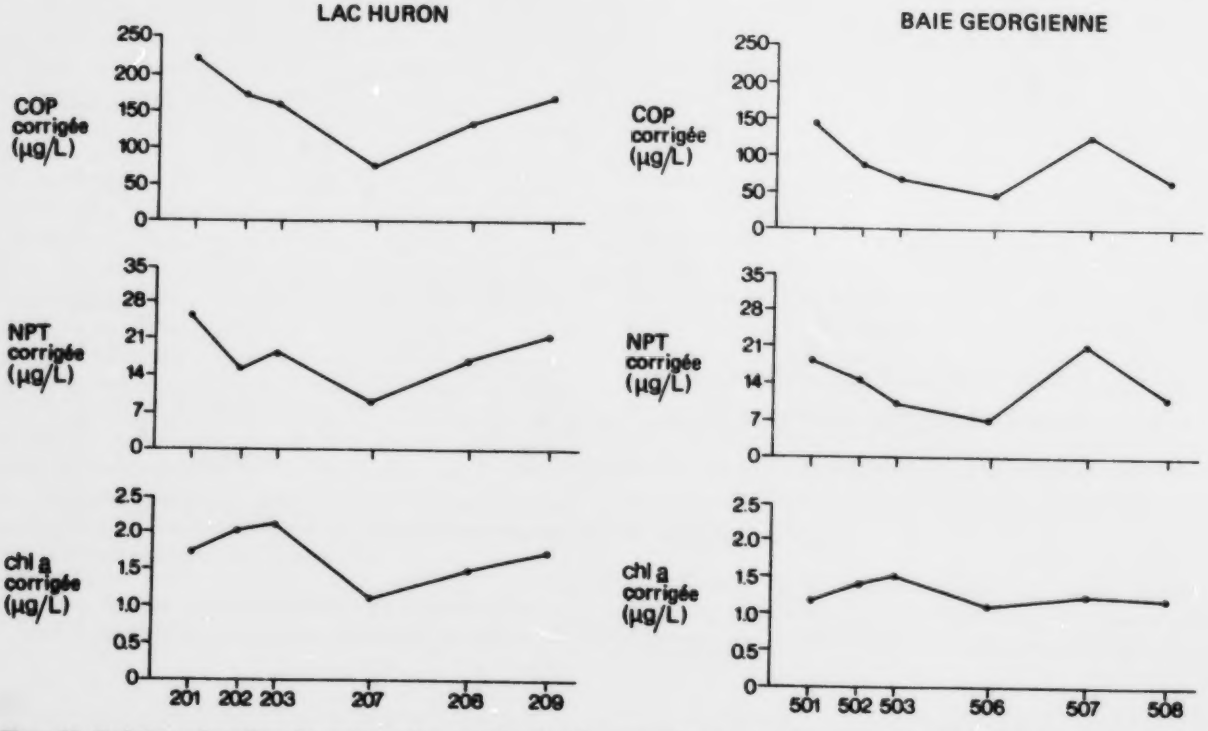


Figure 23. Variations saisonnières des concentrations corrigées de carbone organique particulaire, d'azote particulaire total et de chlorophylle *a*.

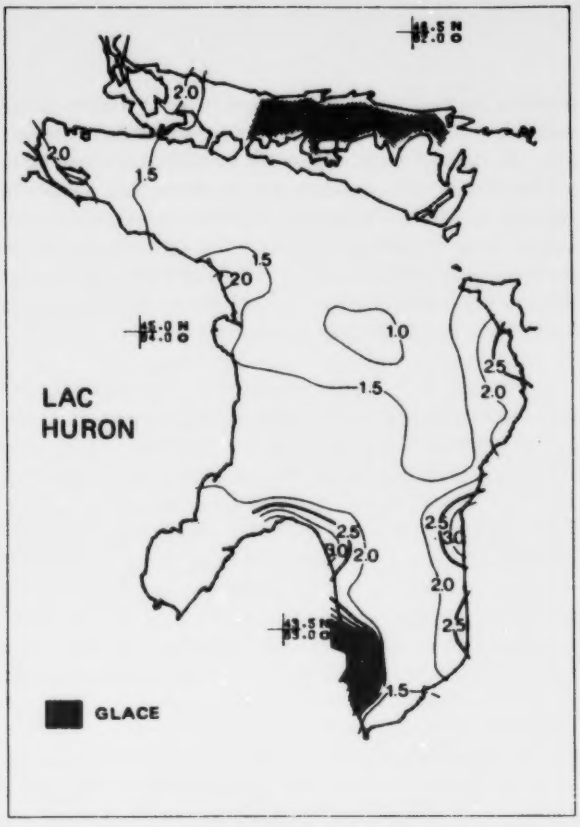


Figure 24. Isopièthes de la chlorophylle *a* corrigée (µg/L) intégrée sur 20 m, mission 8022201.

Figure 26. Isopièthes de la chlorophylle *a* corrigée (µg/L) intégrée sur 20 m, mission 8022501.

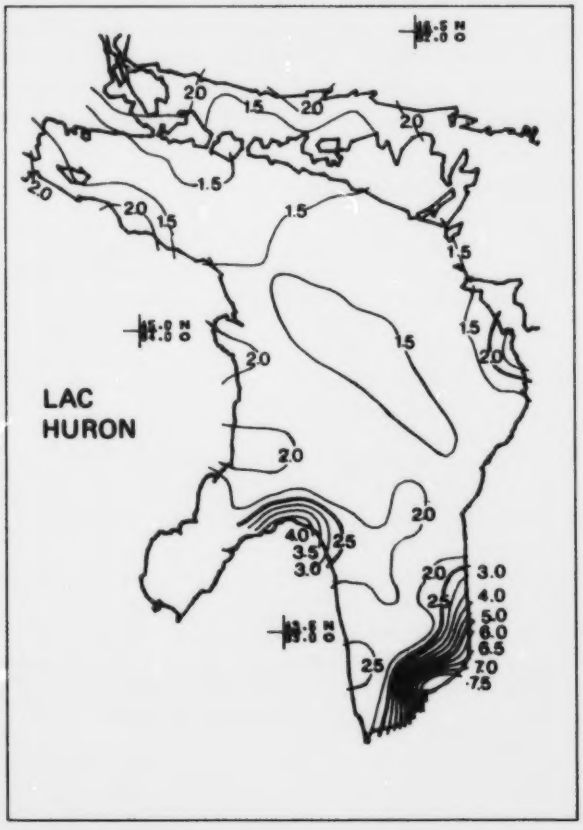


Figure 25. Isopièthes de la chlorophylle *a* corrigée (µg/L) intégrée sur 20 m, mission 8022202.

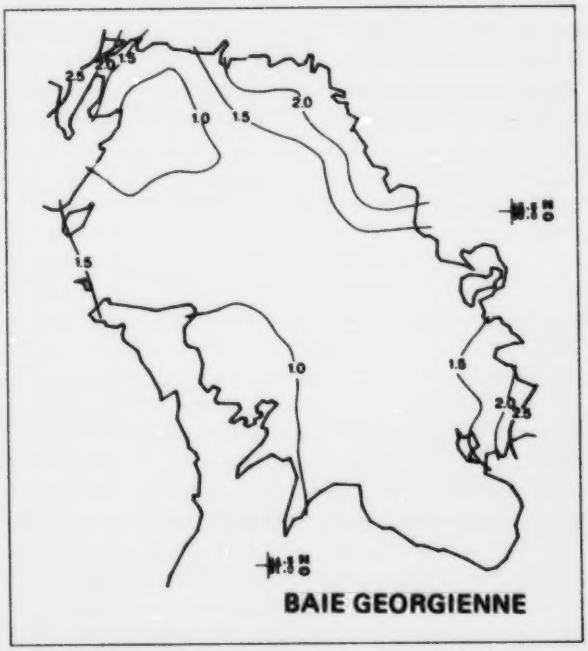


Figure 27. Isopièthes de la chlorophylle *a* corrigée (µg/L) intégrée sur 20 m, mission 8022502.

COMPARAISONS INTERANNÉES

L'un des principaux objectifs du programme de surveillance intensive du lac Huron de 1980 était de déterminer s'il y avait eu des changements dans la qualité de l'eau en comparant les résultats obtenus avec les données de base de 1971 et 1974. Pour permettre cette comparaison, on a utilisé seulement les stations qui existaient en 1971 et 1974, de façon à éliminer tout biais associé à l'emplacement des stations. Au total, on a pu comparer 59 stations dans le lac Huron et 44 dans la baie Georgienne. Pour éliminer toute autre source de biais, on a comparé statistiquement les résultats obtenus à 1 m lors des missions printanières, lorsque les conditions étaient isochimiques.

Plusieurs facteurs peuvent porter à confusion dans l'interprétation des tendances ou des variations des données de qualité de l'eau collectées au printemps. Il faut en particulier tenir compte des caractéristiques de la période de dégel. L'ampleur du dégel et le moment où il se produit peuvent influer considérablement sur les concentrations ambiantes dans les eaux littorales. D'autres facteurs peuvent influer sur les concentrations ambiantes d'une année à l'autre, comme les échanges sédiments-eaux (par exemple la remise en suspension consécutive à l'action des vagues dues au vent) et l'intensité du rayonnement solaire incident qui détermine la croissance du phytoplancton et peut ainsi influer indirectement sur les concentrations d'éléments nutritifs. L'amélioration des méthodes d'analyse appliquées aux données de 1980 sur les éléments nutritifs complique aussi cette interprétation. Tous ces facteurs font qu'il est nécessaire d'introduire une part de subjectivité dans l'interprétation statistique des données. L'écart absolu moyen et l'écart type pour les concentrations de phosphore total, de nitrates + nitrites et de silice réactive soluble relevées lors des missions printanières de 1971 et 1980 sur le lac Huron et de 1974 et 1980 dans la baie Georgienne sont donnés au tableau 15. On n'a pas inclus les données pour la chlorophylle *a* car la méthode d'échantillonnage a changé entretemps, les données de 1971 et 1974 étant basées sur des échantillons ponctuels et celles de 1980 sur des échantillons composés représentatifs de la colonne d'eau.

Lorsqu'on a effectué un test t pour comparer les moyennes obtenues aux mêmes stations lors des missions 7122201 (20-28 avril 1971) et 8022201 (13-23 avril 1980) sur le lac Huron, on n'a pas observé de changement notable dans la concentration de phosphore total ($p < 0.05$). Cependant, il existe une différence importante entre les données relatives au phosphore total de 1980 et celles des années de référence en ce qui concerne la variabilité associée à la moyenne. Une grande variabilité indique des concentrations élevées de phosphore dans les zones littorales dues à des déversements ponctuels et à des apports par les affluents. Le coefficient de variation, qui exprime l'écart type sous forme de pourcentage de la moyenne, était de 153 % lors de la mission 7122201, pour le phosphore total, alors qu'il était de 52 % lors de la mission 8022201. Cela indique qu'il y a eu une nette diminution des apports littoraux ponctuels de phosphore, bien que ce changement puisse aussi être imputable en partie à une amélioration des méthodes d'analyse.

L'interprétation des données relatives à la baie Georgienne est plus compliquée en raison de la complexité des variations saisonnières de la concentration de phosphore

TABLEAU 15. COMPARAISONS INTERANNÉES

RÉGION D'ÉTUDE	PARAMÈTRE	ANNÉE	ÉCART ABSOLU MOYEN ± ÉCART TYPE	COEFFICIENT DE VARIABILITÉ (%)
LAC HURON	PHOSPHORE TOTAL (µg/L)	1980	4.62 ± 0.71 **	14.4
		1971	4.13 ± 1.50	35.5
	NITRATES + NITRITES (µg/L)	1980	283.8 ± 10.01 **	3.5
		1971	235.0 ± 18.62	7.9
	SILICE RÉACTIVE SOLUBLE (mg/L)	1980	1.497 ± 0.096 **	6.4
		1971	1.395 ± 0.058	4.2
BAIE GEORGIENNE	PHOSPHORE TOTAL (µg/L)	1980	5.08 ± 2.03 *	40.0
		1974	4.66 ± 3.02	64.7
	NITRATES + NITRITES (µg/L)	1980	267.1 ± 26.82 **	10.0
		1974	240.3 ± 20.39	8.5
	SILICE RÉACTIVE SOLUBLE (mg/L)	1980	1.248 ± 0.176 **	14.1
		1974	1.444 ± 0.184	12.7

* – PAS DE DIFFÉRENCE SIGNIFICATIVE AU SEUIL DE 5 %.
** – DIFFÉRENCE SIGNIFICATIVE AU SEUIL DE 5 %.

total observées en 1974, par rapport à 1980. Lors de la mission 7422501 (28 avril - 2 mai 1974), les concentrations superficielles moyennes étaient de 9.2 µg/L, mais elles sont tombées brusquement à 4.7 µg/L lors de la deuxième mission (18-23 mai 1974) (7422503). La raison de cette diminution marquée sur une période de trois semaines n'est pas claire car ce phénomène n'a pas été observé en 1980. Cependant, les deux missions ont eu lieu lorsque les conditions étaient isothermes et vraisemblablement isochimiques. Dans un test t effectué pour comparer les moyennes des missions 7422501 et 8022501, on a trouvé une différence statistiquement significative ($p < 0.05$), ce qui représente une diminution de 49 % de 1974 à 1980. Lorsqu'on a comparé la concentration moyenne de phosphore total relevée lors de la mission 7455503 à celle observée lors de la mission 8022502 (18-21 mai 1980), on n'a pas noté de différence importante. De plus, comme c'était le cas dans le lac Huron, le coefficient de variation a diminué notablement entre 1974 et 1980, passant de 32 % et 65 % pour les missions 7422501 et 7422503 à 19 % et 41 % pour les missions 8022501 et 8022502. Par conséquent, bien que les résultats de la comparaison ne soient pas aussi concluants pour la baie Georgienne que pour le lac Huron, il semble que la concentration de phosphore total a notablement diminué entre 1974 et 1980.

En ce qui concerne la silice réactive soluble, on a noté une augmentation non négligeable ($p < 0.05$) de 12 % de 1971 à 1980 dans le lac Huron. Étant donné que la comparaison porte sur deux années seulement, il est difficile de déterminer si cette augmentation représente une hausse annuelle ou s'il s'agit simplement de la fluctuation naturelle d'une année à l'autre du cycle de la silice. Cependant, cette augmentation s'est maintenue pendant les périodes d'étude respectives (figure 28), ce qui semble prouver qu'il s'agit d'une augmentation réelle. Dans la baie Georgienne, les concentrations de SRS ont notablement diminué ($p < 0.05$), de 13.5 % entre 1974 et 1980. Cette diminution contraste apparemment avec la situation observée dans le lac Huron. Mais le fait qu'il existait une différence de 17 % entre les concentrations ambiantes dans la baie Georgienne et le lac Huron en 1980 indique un net degré de séparation entre les deux masses d'eau. Par conséquent, une variation de la concentration de SRS dans le lac Huron ne se traduit pas nécessairement par une variation correspondante dans la baie Georgienne. Il est difficile d'attribuer ces variations à une cause particulière en raison du nombre limité de données disponibles. Cependant, étant donné que les apports du lac Supérieur constituent la principale source allochtone de silice dans le lac Huron, ces variations pourraient être liées soit à des variations de la charge de la rivière St. Marys soit à des modes différents de circulation et d'échange entre les deux années.

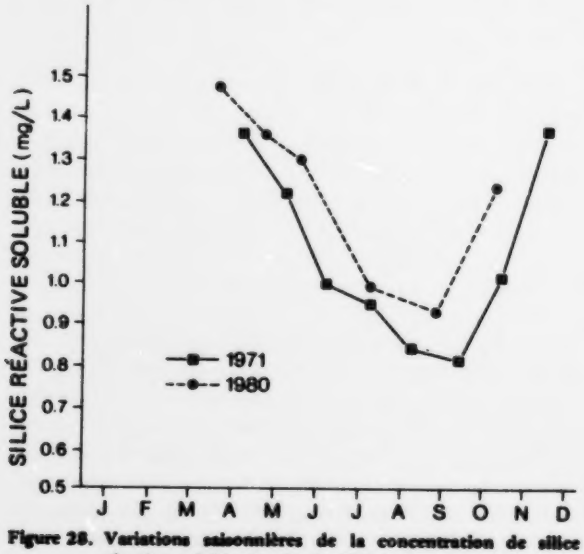


Figure 28. Variations saisonnières de la concentration de silice réactive soluble (mg/L de SiO_2) dans les eaux superficielles du lac Huron.

Les nitrates + nitrites se comportent comme la silice, avec une concentration constamment plus élevée sur toute la période d'étude (figure 29) et une augmentation non négligeable ($p < 0.05$) dans le lac Huron et la baie Georgienne. Si on suppose un taux de charge annuel constant, la concentration de (NO_3+NO_2) a augmenté à un taux d'environ 5.4 µg/L·an de N, soit 15 000 tonnes métriques par an, dans le lac Huron et de 45 µg/L·an de N, soit 3000 tonnes métriques par an, dans la baie Georgienne (volumes tirés de GEPLSH, 1977). On a noté un accroissement similaire dans le lac Ontario depuis 1969, avec un taux annuel de 8.8 µg/L·an de N, calculé à partir de mesures superficielles printanières annuelles (Neilson, 1983). Contrairement à la silice, la majeure partie de l'azote provient de sources atmosphériques. De toute la partie continentale des États-Unis, c'est la région des Grands lacs qui reçoit la plus grande quantité d'azote (1 g/m^2·an de N) sous la forme de précipitations et de retombées de toutes sortes (Chapin et Uttormark, 1973). De plus, la région reçoit de grandes quantités d'azote inorganique contenu dans les eaux de ruissellement qui traversent les formations sédimentaires, comme c'est le cas dans les bassins versants du sud du lac Huron et de la baie Georgienne (Wetzel, 1975). Les apports combinés de ces sources comptant pour plus de 50 % dans le bilan hydrique du lac Huron et de la baie Georgienne (GEPLSH, 1977) et le fait que la concentration augmente de la même façon dans les deux bassins suggèrent que l'accroissement de charge est attribuable à une source commune, comme les apports atmosphériques. Là encore, comme c'était le cas avec la silice, le nombre limité des données nous empêche de déterminer exactement les causes de cette augmentation.

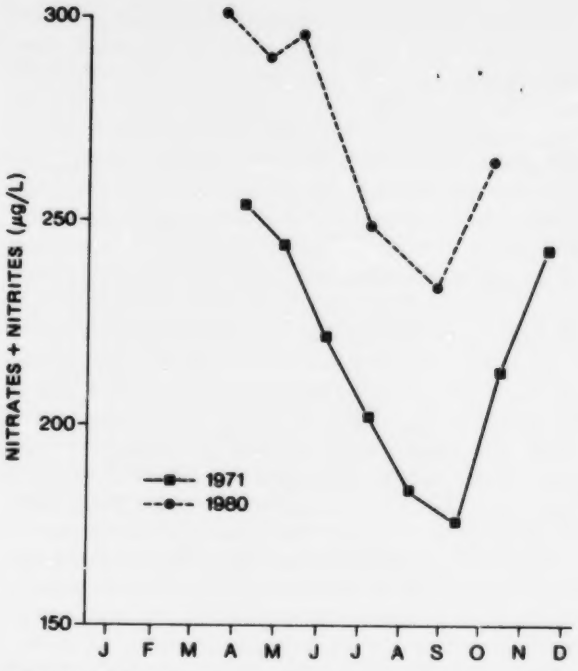


Figure 29. Variations saisonnières de la concentration de nitrates + nitrites (µg/L de N) dans les eaux superficielles du lac Huron.

La capacité de détecter une différence réelle entre les données de 1980 et celles des années de référence dépend de la variabilité de la valeur moyenne du paramètre. À l'échelle du lac, la variabilité est importante, ce qui reflète l'influence des apports des affluents dans les stations littorales. Pour réduire cette variabilité, on a éliminé les stations littorales et on a repris l'analyse. Cela a permis une réduction non négligeable de la variabilité, mais, dans tous les cas, les résultats des tests signification n'ont pas changé.

SOMMAIRE ET RECOMMANDATIONS

Le lac Huron et la baie Georgienne présentent des caractéristiques thermiques typiques des lacs dimictiques des régions septentrionales tempérées, avec une inversion printanière persistant d'avril à mai et une inversion automnale débutant à la fin d'octobre. La stratification thermique à l'échelle du lac s'établit en juillet et s'accompagne d'une augmentation marquée des concentrations superficielles dans tout le réseau.

La limnologie chimique du lac Huron, du chenal Nord et de la baie Georgienne varie considérablement avec les régions géographiques. Les apports de faible salinité du lac Supérieur par l'intermédiaire de la rivière St. Marys, et les apports de salinité élevée du lac Michigan par l'intermédiaire des détroits de Mackinac exercent la plus grande influence sur la qualité des eaux du lac Huron lui-même. Les concentrations ambiantes de phosphore, d'azote et de chlorophylle *a* dans le lac Huron dénotent en grande partie des conditions oligotrophes. En ce qui concerne la pollution, les conditions sont similaires à celles notées par le Groupe d'étude de la pollution des lacs Supérieur et Huron en 1977, les problèmes graves étant généralement confinés dans des zones bien précises comme des baies et des zones littorales situées près de sources ponctuelles. Les régions les plus touchées sont les zones littorales au sud du lac Huron où les concentrations d'éléments nutritifs et de chlorophylle sont caractéristiques de conditions mésotrophes à eutrophes. Plus précisément, les zones du lac Huron présentant des signes d'enrichissement en éléments nutritifs sont les suivantes :

Ontario	Michigan
Port Albert	Cheboygan-rivière Black
Goderich-rivière Maitland	Alpena-rivière Thunder Bay
Bayfield-rivière Bayfield	Rive sud-est de la baie Saginaw
Grand Bend	Harbor Beach
Rivière St. Marys	Port Sanilac

En particulier, d'après les données collectées au printemps (avril-mai) les eaux littorales ontariennes du sud du lac Huron étaient généralement de moins bonne qualité en 1980 qu'en 1971. Cependant, cette différence peut, dans une large mesure, refléter la variabilité des conditions de dégel (fonte de neige plus importante ou débâcle précoce). Sans un échantillonnage annuel plus fréquent, il est difficile de dire qu'il s'agit là d'une tendance réelle.

La qualité des eaux littorales en bordure du Michigan s'est notablement améliorée depuis 1971, bien qu'elle soit souvent caractéristique de conditions mésotrophes. On a noté en particulier une diminution de la concentration de phosphore total dans les eaux situées à la jonction de la baie Saginaw et du lac Huron, ce qui est probablement une conséquence des programmes correctifs mis en oeuvre au Michigan.

La qualité des eaux du chenal Nord était hautement variable. Cela est dû aux apports des rivières St. Marys, Spanish et Serpent, ainsi qu'aux échanges avec le lac Huron et la baie Georgienne, tous ces apports ayant une influence très variable en fonction des saisons. En général, la qualité des eaux était caractéristique de conditions oligotrophes. On a noté des concentrations élevées de phosphore et d'azote au voisinage de la rivière St. Marys, probablement attribuables aux déversements industriels et municipaux dans la rivière à Sault Ste. Marie (Ontario) et à Sault Ste.

Marie (Michigan). On a aussi observé des concentrations élevées d'ammoniac, mais elles étaient nettement plus faibles qu'en 1974.

La qualité des eaux ambiantes au large de la baie Georgienne était légèrement supérieure à celle du lac Huron. La qualité des eaux s'est dégradée au large de la rivière French, de Midland et d'Owen Sound, dans les eaux proches des rives nord-est et est, ainsi que dans les zones voisines de Penetanguishene. L'influence de la rivière French était liée directement au débit de cette rivière et, partant, ne se faisait vraiment sentir que pendant les écoulements printaniers. Les déversements dans la baie Owen sont restés confinés dans la baie elle-même et la qualité des eaux au large de cette région et dans la baie Nottawasaga ne s'est pas détériorée. Les variations de concentration le long des rives nord-est et est étaient aussi reliées surtout aux écoulements printaniers, avec des concentrations d'éléments nutritifs plus élevées en mai.

Pour évaluer quantitativement la variation de la qualité des eaux entre 1980 et les années de référence (1971 pour le lac Huron et 1974 pour la baie Georgienne), on a comparé les principales données sur les éléments nutritifs à l'aide d'un test t. L'essai a été effectué sur des données collectées dans les stations communes aux deux années, pendant l'inversion printanière lorsque les conditions sont isochimiques. D'après cette analyse, la concentration de phosphore total à l'échelle du lac n'a pas présenté de variation statistiquement importante entre 1971 et 1980 dans le lac Huron, alors qu'on a observé une nette diminution, mais peut être pas significative, entre 1974 et 1980 dans la baie Georgienne. Ces résultats satisfont les exigences de non-dégradation définies dans l'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands lacs. La complexité des variations saisonnières de la concentration de phosphore pendant les années de référence a rendu difficile l'interprétation des données, mais la diminution importante de la variabilité associée aux moyennes semble prouver que la charge de phosphore dans les eaux littorales a en général diminué.

La concentration de nitrates + nitrites a notablement augmenté dans le lac Huron et la baie Georgienne entre les années de référence et 1980. L'augmentation de 5.4 μg/L·an de N de la concentration de nitrates dans le lac Huron, équivalente à 15 000 tonnes métriques par an, dépasse de loin les 2800 tonnes métriques par an d'azote total prévues par le GEPLSH (1977). L'augmentation dans la baie Georgienne équivaut à 4.5 μg/L·an de N, soit 3000 tonnes métriques par an. Étant donné qu'on dispose de données printanières pour deux années seulement, il est difficile de déterminer si cette différence représente une tendance réelle (augmentation de la charge atmosphérique, par exemple).

En ce qui concerne la silice réactive soluble, on a noté une augmentation statistiquement significative ($p < 0.05$) de 102 μg/L de SiO_2 entre 1971 et 1980 dans le lac Huron, soit environ 31 000 tonnes métriques par an. Malgré l'ampleur de cette augmentation, cela représente seulement 7 % de la charge totale de SRS dans le lac Huron et 21 % de la charge de SRS provenant de la rivière St. Marys (GEPLSH, 1977). Par contre, dans la baie Georgienne, on a noté une diminution statistiquement significative de 196 μg/L de SiO_2 depuis 1974, soit 21 000 tonnes métriques par an. Le fait que la concentration ne varie pas dans la baie Georgienne de la même façon que dans le lac Huron peut s'expliquer par le peu d'influence qu'ont sur la baie Georgienne les apports du lac Supérieur, qui sont la principale source de silice dans le lac Huron.

Le manque de données permettant d'évaluer la signification réelle de ces tendances constitue un obstacle sérieux. Par conséquent, il est recommandé d'instituer un programme annuel de monitorage printanier du lac Huron, du chenal Nord et de la baie Georgienne pour vérifier ces résultats. On recommande aussi de consacrer plus d'efforts à la détermination des causes de ces augmentations de concentration, en examinant plus particulièrement les apports atmosphériques et les apports des affluents.

Le déclin apparent de la qualité des eaux dans les zones littorales au sud du lac Huron, mis en évidence par la présence de concentrations élevées de phosphore et d'azote, devrait être vérifié dans le cadre d'un programme annuel de monitorage et, là où c'est faisable, d'un programme de monitorage des eaux littorales. On doit essayer aussi de déterminer les sources des apports. Lorsqu'on note des apports non négligeables d'éléments nutritifs, on devrait mettre sur pied des programmes correctifs adéquats pour éviter que la qualité de l'eau ne se dégrade par rapport aux conditions ambiantes de qualité de l'eau observées en 1980. Si les niveaux des éléments nutritifs semblaient détériorer l'utilisation de l'eau, il faudrait alors établir des objectifs mesurables.

REMERCIEMENTS

Nous désirons remercier l'équipage du *C.S.S. Limnos* et du *R/V Simons* ainsi que le personnel du Laboratoire national de la qualité de l'eau du Centre canadien des eaux intérieures. Nous remercions également le personnel de la Division des opérations techniques de l'INRE qui participe sans relâche au Programme de surveillance de la qualité de l'eau des Grands lacs. Nous nous en voudrions enfin de passer sous silence les contributions de M.N. Charlton, D.R.S. Lean et M.T. Shiomi, qui nous ont livré leurs critiques constructives du manuscrit.

RÉFÉRENCES

Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands lacs. 1978. Agreement, with annexes and terms of reference, between the United States of America and Canada. Signé à Ottawa, le 22 novembre 1978. Commission mixte internationale: Canada et États-Unis.

Banse, K. 1977. Determining the carbon-to-chlorophyll ratio of natural phytoplankton. Mar. Biol. 41: 199-212.

Chapin, J.D. et P.D. Uttormark. 1973. Atmospheric contributions of nitrogen and phosphorus. Tech. Rep. Univ. Wis. Water Resour. Cent. 73-2: 35.

Charlton, M.N. 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: Discussion of productivity and morphometry effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1531-1539.

Commission mixte internationale. 1979. Inventory of major municipal and industrial point source dischargers in the Great Lakes basin. Windsor (Ontario).

Commission mixte internationale. 1980. Great Lakes International Surveillance Plan. Windsor (Ontario).

Conway, H.L., J.I. Parder, E.M. Yaguchi et D.L. Mellinger. 1977. Biological utilization and regeneration of silicon in Lake Michigan. J. Fish. Res. Board Can. 34: 537-544.

Dobson, H.F.H., M. Gilbertson et P.G. Sly. 1974. A summary and comparison of nutrients and related water quality in Lakes Erie, Ontario, Huron and Superior. J. Fish. Res. Board Can. 31: 731-738.

El-Shaarawi, A.H. 1984. Évaluation statistique du programme de surveillance des Grands lacs, 1966-1981. Édité par A.H. El-Shaarawi. Lac Érié. Étude nº 136, Série scientifique, Institut national de recherches sur les eaux, Burlington (Ontario), p. 27-60.

Environnement Canada. 1979. *Analytical Methods Manual*. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Environnement Canada. 1981. Données sur les eaux de surface, 1980. Direction des ressources en eau, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Gachter, R., R.A. Vollenweider et W.A. Glooschenko. 1974. Seasonal variations of temperature and nutrients in the surface waters of Lake Ontario and Erie. J. Fish. Res. Board Can. 31: 275-290.

Groupe d'étude de la pollution des lacs Supérieur et Huron. 1977. *The Waters of Lake Huron and Lake Superior*. Volume II (Part B). Lake Huron, Georgian Bay and the North Channel, Windsor (Ontario).

Happey, C.M. 1970a. The effects of stratification on phytoplankton diatoms in a small body of water. J. Ecol. 58: 635-651.

Happey, C.M. 1970b. Some physico-chemical investigations of stratification in Abbot's Pool, Somerset. The distribution of some dissolved substances. J. Ecol. 58: 621-634.

Hunter, B.L. et E.A. Laws. 1981. ATP and chlorophyll *a* as estimators of phytoplankton carbon biomass. Limnol. Oceanogr. 26: 944-956.

Hutchinson, G.E. 1957. *A Treatise on Limnology. I. Geography, Physics and Chemistry*. New York, John Wiley and Sons, 1015 p.

Hutchinson, G.E. 1967. *A Treatise on Limnology. II. An Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton*. New York, John Wiley and Sons.

Lasenby, D.C. 1975. Development of oxygen deficits in 14 southern Ontario lakes. Limnol. Oceanogr. 20: 993-999.

Lee, A.H. et G.K. Rodgers. 1972. Temperature fine structure in Lake Ontario. Limnol. Oceanogr. 17: 672-677.

Lin, C.K. et C.L. Schelske. 1981. Seasonal variation of potential nutrient limitation to chlorophyll production in southern Lake Huron. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1-9.

Marmorino, G.O., S.C. Danos et J.S. Maki. 1980. Temperature fine structure of Lake Michigan hypolimnion. Limnol. Oceanogr. 25: 680-699.

Miller, G.S. et J.H. Saylor. 1981. Winter temperature structure in Lake Huron. J. Great Lakes Res. 7: 201-206.

Mortimer, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water. 1 and 2. J. Ecol. 29: 280-329.

Munawar, M. et I.F. Munawar. 1979. A preliminary account of Lake Huron phytoplankton, April to December, 1971. Fish. Mar. Serv. Tech. Report 917, 21 p.

Neilson, M.A.T. 1983. Report on the status of the open waters of Lake Ontario. Direction générale des eaux intérieures. Manuscrit non publié.

Neilson, M., R. Stevens et J. Hodson. 1983. Documentation du programme ALDAR (Averaging Lake Data by Regions – Établissement de moyennes régionalisées des paramètres lacustres). Étude nº 130, Collection des rapports techniques, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Rockwell, D.C., D.S. DeVault, M.F. Palmer, C.V. Marion et R.J. Bowden. 1980. Lake Michigan intensive survey, 1976-1977. U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois. EPA-905/4-80-003A.

Schelske, C.L. et J.C. Roth. 1973. Limnological survey of Lakes Michigan, Superior, Huron and Erie. University of Michigan, Great Lakes Res. Div. Publ. 17, 108 p.

Schelske, C.L., L.E. Feldt, M.S. Simmons et E.F. Stoermer. 1974. Storm-induced relationships among chemical conditions and phytoplankton in Saginaw Bay and Western Lake Huron. Proc. 17th Conf. Great Lakes Res., Int. Assoc. Great Lakes Res., p. 78-91.

Strickland, J.D.H. 1960. Measuring the production of marine phytoplankton. Bull. Fish. Res. Board Can. 122: 1-172.

Sly, P.G. et R.L. Thomas. 1974. Review of geological research as it relates to an understanding of Great Lakes limnology. J. Fish. Res. Board Can. 317: 795-825.

Tilzer, M.M. et C.R. Goldman. 1978. Importance of mixing, thermal stratification and light adaptation for phytoplankton productivity in Lake Tahoe (California-Nevada). Ecology, 59: 810-821.

Warry, N.D. 1978a. Chemical limnology of the North Channel, 1974. Étude nº 92, Série scientifique, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Warry, N.D. 1978b. Chemical limnology of Georgian Bay, 1974. Étude nº 91, Série scientifique, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Weast, R.C. 1972. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*. Édité par R.C. Weast. Cleveland, The Chemical Rubber Co. Press.

Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. Toronto, W.B. Saunders Co., 743 p.

ANNEXE

Tableau A-1. Paramètres

Paramètre	Organisme	Missions
Profondeur du sondage (m)	Sur le bateau	Toutes
Profondeur du disque de Secchi (m)	Sur le bateau	Toutes
Température (°C)	Sur le bateau	Toutes
Turbidité (JTU)	United States Environmental Protection Agency	I, II, IV
Couleur	Environnement Canada	III, V, VI
% de transmission	Sur le bateau	Toutes
pH	Sur le bateau	Toutes
Alcalinité	Les deux	Toutes
Conductivité	Sur le bateau	Toutes
Oxygène dissous	Les deux	Toutes
Phosphore total	Environnement Canada	Toutes
Phosphore filtré total	Environnement Canada	Toutes
Phosphore réactif soluble	Environnement Canada	Toutes
Azote Kjeldahl total (non filtré)	Environnement Canada	Toutes
Nitrates + nitrites (filtrés)	Environnement Canada	Toutes
Ammoniac (filtré)	Environnement Canada	Toutes
Silice réactive soluble	Environnement Canada	Toutes
Carbone organique particulaire	Environnement Canada	Toutes
Azote particulaire total	Environnement Canada	Toutes
Chlorophylle *a* (non corrigée)	Environnement Canada	Toutes
Chlorophylle *a* (corrigée)	Environnement Canada	Toutes
Calcium (total)	United States Environmental Protection Agency	I
Magnésium (total)	United States Environmental Protection Agency	I
Sodium (total)	United States Environmental Protection Agency	I
Potassium (total)	United States Environmental Protection Agency	I
Chlorures (total)	United States Environmental Protection Agency	II–VI
Sulfates (total)	United States Environmental Protection Agency	II–VI